



Universidade de Aveiro Departamento de Biologia
2011

**Joana Costa
Pinto Lima**

**IMPACTO DAS ESTRADAS FLORESTAIS E
AGRÍCOLAS DE MIRA NA VIDA SELVAGEM**



Universidade de Aveiro Departamento de Biologia
2011

**Joana Costa
Pinto Lima**

IMPACTO DAS ESTRADAS FLORESTAIS E AGRÍCOLAS DE MIRA NA VIDA SELVAGEM

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Biologia Aplicada, realizada sob a orientação científica do Doutor António Manuel da Silva Luís, Professor Auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro

Dedico este trabalho à minha família e amigos.

o júri

presidente

Prof.^a Doutora Maria Adelaide de Pinho Almeida
Professora Auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro

Prof. Doutor João Eduardo Morais Gomes Rabaça
Professor Auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade de Évora

Prof. Doutor António Manuel da Silva Luís
Professor Auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro

agradecimentos

A todos aqueles que estiveram presentes na minha corrida contra o tempo, quero agradecer, de forma especial:

Ao Prof. Doutor António Luís, pelo acompanhamento na elaboração desta dissertação, pelas sugestões, críticas e partilha de conhecimento.

Ao Sr. João Petronilho, pelo seu auxílio, simpatia, experiência, disponibilidade e conhecimento partilhado.

Aos meus pais, Maria Albertina e José Lima, pelo apoio, compreensão, esforço, palavras, dedicação e confiança que sempre depositaram em mim; às minhas irmãs, Cristina, Diana e Susana pelas gargalhadas compartilhadas, apoio, auxílio e boa disposição nos momentos mais difíceis e à minha avó Ana, pelo seu apoio, sabedoria e preocupação. Muito obrigada a todos!

Aos pais do meu namorado, D. Rosa e Sr. Carlos Cruz, pelo caloroso acolhimento, simpatia, apoio e compreensão durante este período de trabalho.

Às minhas amigas: Ana Catarina Gavina, Bruna Marques, Isabel Amorim e Alice Paiva, pela vossa ajuda, amizade, momentos partilhados, gargalhadas, paciência, longas conversas e companheirismo... Muito obrigada, meninas!

Por último, mas não menos importante, ao meu namorado, Tiago Cruz, por tudo o que tem vindo a fazer por mim. Pelo auxílio no trabalho de campo, paciência e compreensão, por conseguir transformar tempestades em calma, angústia em gargalhadas e acompanhar-me sempre nesta importante etapa da minha vida.

A todos, um sincero..... MUITO OBRIGADA!

palavras-chave

Ecologia das estradas, Mira, Estradas florestais, Estradas agrícolas, Biodiversidade

resumo

As actividades antropogénicas afectam os ecossistemas naturais pelas alterações induzidas ou pela criação de regimes de *stress*, gerando novos distúrbios ou, mesmo, suprimindo os regimes de perturbações naturais. Entre estas actividades antropogénicas, destacam-se as estradas que constituem a principal causa de fragmentação do habitat. Por outro lado, à medida que as estradas foram sendo construídas para acomodar as grandes densidades do tráfego nas áreas rurais, a taxa de colisões veículo-animais selvagens tem aumentado significativamente, provocando, desta forma, uma redução directa no tamanho das populações.

O presente trabalho foi realizado no concelho de Mira e avaliou o impacto das estradas secundárias pavimentadas e não pavimentadas com alcatrão de duas zonas distintas do concelho: zona agrícola e zona florestal, na vida selvagem. Assim, neste trabalho, pretendeu-se responder às seguintes questões: (i) qual o impacto das estradas florestais e agrícolas na vida selvagem de Mira?; (ii) quais são as espécies ou grupos taxonómicos mais afectados?; (iii) estará o impacto relacionado com factores temporais e espaciais (épocas do ano, dia/noite, zona florestal/zona agrícola) ? e (iv) as características das estradas serão factores importante no seu impacto para a vida selvagem?

Entre Janeiro e Agosto de 2011 foram monitorizados 12 transectos (36 Km), 4 na zona agrícola e 8 na zona florestal, sendo 4 destes em estradas de macadame e 4 de alcatrão. Foram feitas 3 recolhas, quinzenalmente, a primeira para limpeza da estrada e a segunda e a terceira para calcular as mortes durante a noite e o dia, respectivamente. Estas recolhas, realizadas de bicicleta, foram intercaladas entre as zonas.

Na Zona Agrícola, as mortes de vertebrados na estrada (n=48) incluíram 20 espécies. As aves foram as mais afectadas (67%), seguidas dos mamíferos (13%), répteis (10%) e anfíbios (10%). As espécies mais vulneráveis foram o *Passer domesticus* e *Turdus merula*. A maior mortalidade ocorreu na Primavera/início do Verão e não houve diferenças significativas entre o dia e a noite. Foram identificados 2 pontos negros, um em cada estrada, que incluíam 50% e 27% do total de mortes em cada estrada.

Na Zona Florestal, as mortes de vertebrados na estrada (n=70) incluíram 21 espécies e 2 indivíduos não identificados. Os anfíbios mostraram-se os mais vulneráveis nesta zona (53%) seguidos dos mamíferos (19%), aves (16%), répteis (10%) e animais não identificados (3%). O *Bufo bufo* e *Salamandra salamandra* foram as espécies mais vulneráveis. A maior mortalidade ocorreu no Inverno e não houve diferenças significativas entre o dia e a noite. Pelo contrário, as diferenças entre a composição das estradas foram evidentes: somente foram registadas mortes nas estradas alcatroadas. Identificaram-se 3 pontos negros, dois na estrada 3 e um na estrada 1, compreendendo 18.5%, 37% e 50% do total de mortes em cada estrada. Sugeriram-se medidas de mitigação.

keywords

Road ecology, Mira, Forest roads, Agricultural roads, Biodiversity

abstract

Anthropogenic activities affect natural ecosystems by inducing changes or creating stress regimes, creating, thus, new disturbances or even, suppressing natural disturbance regimes. Among these anthropogenic activities, there are roads which constitute the main cause of habitat fragmentation. On the other hand, as the roads were built to accommodate the large traffic densities in rural areas, the rate of wildlife-vehicle collisions has increased significantly, causing thus a direct reduction in population size.

This study was conducted in Mira and assessed the impact of secondary paved and unpaved roads with asphalt in two distinct areas of the county: agricultural and forest areas, on the wildlife. Thus, in this work, we sought to answer the following questions: (i) what is the impact of forest and agricultural roads on Mira's wildlife?; (ii) which are the species or taxonomic groups most affected?; (iii) is the impact related to temporal and spatial factors (seasons, day/night, forest/agricultural area)? and (iv) will be road characteristics an important factor in its impact on wildlife?

Between January and August 2011, 12 transects were monitored (36Km), 4 in agricultural area and 8 in forest area, with 4 of these on macadam roads and the other 4 on asphalt roads. Three collections were made every fortnight, the first one to cleaning of the road and the second and third to calculate deaths during the night and day, respectively. These collections, made by bicycle, were interspersed between zones.

In Agricultural Zone, the deaths of vertebrates on the road (n=48) included 20 species. The birds were the most affected group (67%), followed by mammals (13%), reptiles (10%) and amphibians (10%). The most vulnerable species were *Passer domesticus* and *Turdus merula*. Mortality was higher in spring/early summer and there were no significant differences between day and night. We identified two hotspots, one on each road, which included 50% and 27% of total deaths in each road.

In the Forest Zone, the deaths of vertebrates on the road (n=70) included 21 species and two unidentified individuals. Amphibians have proved to be the most vulnerable group in this area (53%), followed by mammals (19%), birds (16%), reptiles (10%) and unidentified animals (3%). *Salamandra salamandra* and *Bufo bufo* were the most vulnerable species. Mortality was higher in winter and there were no significant differences between day and night. Rather, the differences between the composition of roads were clear: only deaths were registered on asphalt roads. We identified three hotspots, two on the road 3 and one on the road 1, comprising 18.5%, 37% and 50% of total deaths in each road.

It has been suggested mitigation measures.

Índice

INTRODUÇÃO	17
1.1. Sociedade e estradas.....	19
1.2. Impactos das estradas.....	19
1.2.1. Qualidade do habitat, movimento e recursos alimentares melhorados	19
1.2.2. Fragmentação, perda de habitat e efeito de borda	21
1.2.3. Conectividade e efeito de barreira.....	22
1.2.4. Efeitos a nível abiótico	23
1.2.5. Colisão veículo-vida selvagem.....	24
1.3. Estradas principais versus estradas secundárias.....	28
1.4. Estradas pavimentadas versus estradas não pavimentadas.....	28
1.5. Objectivos da dissertação	29
METODOLOGIA DE ESTUDO	31
2.1. Caracterização do concelho de Mira.....	33
2.2. Metodologia de estudo	36
2.2.1. Trabalho de campo.....	36
2.2.2. Análise estatística de dados	38
RESULTADOS	41
3.1. Comparação entre os dados da Zona Agrícola e os dados da Zona Florestal	43
3.2. Zona Agrícola.....	43
3.3. Zona Florestal.....	47
DISCUSSÃO	51
4.1. Comparação entre a Zona Agrícola e a Zona Florestal.....	53
4.2. Zona Agrícola.....	54
4.3. Zona Florestal.....	57
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	61
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65

Lista de figuras

Figura 1 - Mapa das estradas estudadas no concelho de Mira: estradas 1, 2, 3 e 4 referem-se à zona florestal; estradas 5 e 6 referem-se à zona agrícola.....	37
Figura 2 - Mortes na estrada por grupo taxonómico na zona agrícola.....	43
Figura 3 - Distribuição mensal dos vertebrados mortos por colisão com veículo, na zona agrícola.	44
Figura 4 - Ponto negro na Estrada 5, na zona agrícola.....	45
Figura 5 - Ponto negro na Estrada 6, na zona agrícola.....	45
Figura 6 - Mortes na estrada por grupo taxonómico na zona florestal.	47
Figura 7 - Distribuição mensal dos vertebrados mortos por colisão com veículo, na zona florestal.	48
Figura 8 - Ponto negro na Estrada 1, na zona florestal.	49
Figura 9 - Pontos negros na Estrada 3, na zona florestal.	50

INTRODUÇÃO

1.1. Sociedade e estradas

As estradas são um componente crítico nas civilizações. O desenvolvimento da actividade económica, que é vital para a qualidade da vida moderna, seria difícil sem as estradas (Lugo e Gucinski, 2000). Estas facilitam o movimento das pessoas e bens, desempenham um papel central no desenvolvimento urbano e económico e melhoram inúmeras interacções sociais. Sem estas infra-estruturas, a produção agrícola seria limitada a áreas adjacentes aos consumidores e os trabalhadores estariam enraizados perto dos seus empregos (Forman *et al.*, 2003).

Com o seu melhoramento e evolução, as redes de estradas foram sendo construídas para fornecer aos humanos acesso a qualquer terra agrícola, floresta, parque, recurso e habitação. No geral, a rede de estradas está a crescer lentamente, excepto nas orlas urbanas, onde se expande rapidamente (Forman *et al.*, 2003).

A construção e a manutenção de estradas tornaram-se controversas devido aos seus efeitos a curto e longo prazo no ambiente (Lugo e Gucinski, 2000). Muitas estradas tornam-se barreiras para a fauna e flora. Por outro lado, as redes de estradas podem incluir beiras de estrada extensas que servem de habitats, assim como os viadutos, pontes, coberturas e tubos que podem facilitar e canalizar água e movimentos de espécies (Forman *et al.*, 2003).

1.2. Impactos das estradas

1.2.1. Qualidade do habitat, movimento e recursos alimentares melhorados

Os animais podem ser atraídos pelas estradas por uma variedade de razões, mas a maioria está relacionada com o habitat, facilidade de movimento e recursos alimentares (Forman *et al.*, 2003). Um exemplo de melhoria do habitat nestes corredores de transporte é a quantidade de poleiros existentes para as aves que se alimentam na berma da estrada. Num estudo realizado por Meunier *et al.* (2000), as aves de rapina utilizaram mais as bermas das estradas do que o habitat adjacente, não pela abundância de presas mas pela maior disponibilidade de poleiros e bermas de estrada largas. Outro estudo demonstrou que os corvos (*Corvus corax*) eram mais numerosos ao longo das estradas pavimentadas do que longe destas, pela mesma razão (Knight e Kawashima, 1993).

As estradas podem criar habitat de elevada qualidade onde os recursos alimentares são mais abundantes comparados com as áreas adjacentes (Forman *et al.*, 2003). Em áreas com florestas extensivas, a berma da estrada pode ser um dos poucos habitats abertos presentes e o primeiro local onde, depois do Inverno, as pequenas herbáceas começam a surgir, atraindo, assim, os veados e espécies relacionadas. A berma da estrada é um habitat ideal para dentes-de-leão (*Taraxacum officinale*) e arbustos frutíferos, bastante aprazíveis para várias espécies, incluindo o urso. Os corredores de estradas também podem ser mais atractivos para aves como a laverca (*Alauda arvenses*) que nidifica e alimenta-se perto das bermas das estradas. (Forman *et al.*, 2003).

Embora as estradas actuem como barreira para muitas espécies, pensa-se que estas também podem ajudar na dispersão de algumas espécies nativas e não-nativas (Forman *et al.*, 2003). Por exemplo, algumas zonas de Austrália e Holanda, onde a cobertura do solo tem sido extensivamente transformada, as bermas das estradas são os únicos locais remanescentes de vegetação nativa que permanece e são fontes importantes para a biodiversidade na paisagem (Hussey, 1999; Deckers *et al.*, 2005). Do mesmo modo, alguns animais de grande porte são conhecidos por usar as estradas de forma a se moverem mais facilmente através da paisagem. As observações têm descoberto que estes são animais de abrangência ampla que usam estradas com luminosidade e trilhos. Entre estes animais incluem-se a raposa (*Vulpes vulpes*), o dingo (*Canis familiaris dingo*), o lobo (*C. lupus*), a chita (*Acinomix jubatus*) e o leão (*Panthera leo*) (Coffin, 2007). De acordo com Bennett (1991) existem quatro tipos de padrões de movimento que utilizam o habitat da berma da estrada: movimentos de alimentação local; dispersão entre populações separadas; movimentos migratórios de longas distâncias e expansão de abrangência local ou geográfica. Uma vez que as estradas podem servir como condutas para o movimento, é importante reconhecer que nem todas as espécies podem ter vantagem deste mesmo espaço para a alimentação, dispersão ou colonização.

As plantas e animais que utilizam a estrada como conduta para o movimento são muitas vezes espécies “generalistas”, capazes de explorar condições ecológicas altamente variáveis, tais como aquelas encontradas nas bermas das estradas (Forman e Alexander, 1998). São, muitas vezes, muito bem-sucedidas no uso da berma da estrada para facilitar a sua persistência e dispersão através da paisagem. Por esta razão, as estradas são muitas vezes citadas como os maiores factores causais na invasão bem-sucedida da flora e fauna exótica (Gelbard e Belnap, 2003).

1.2.2. Fragmentação, perda de habitat e efeito de borda

As actividades antropogénicas afectam os ecossistemas naturais pelas alterações induzidas ou pela criação de regimes de *stress*, gerando novos distúrbios ou, mesmo, suprimindo os regimes de perturbações naturais (White e Pickett, 1985; Nyström *et al.*, 2000; Lindenmayer e McCarthy, 2001; Stankowich, 2008). Entre estas actividades antropogénicas, destaca-se a construção de infra-estruturas de transportes, consideradas agentes de desflorestação, que constituem a principal causa de fragmentação do habitat (Liu *et al.*, 2008; Geneletti, 2004; Young, 1994; Laurance *et al.*, 2002; Nagendra *et al.*, 2003; Soares-Filho *et al.*, 2004; Fearnside, 2007, 2008; Freitas *et al.*, 2010). Este facto é apoiado por vários estudos realizados na Europa e América do Norte (Forman e Alexander, 1998; Trombulak e Frissel, 2000): nos Estados Unidos da América, não existe nenhuma área, entre estradas, que possua mais que 35 Km (Watts *et al.*, 2007) enquanto, na Alemanha, as estradas atravessam a maioria das grandes florestas do país (Kramer-Schadt *et al.*, 2005).

A remoção da cobertura original do terreno, para a construção de estradas, resulta tanto na perda directa de habitat, convertendo-o em pavimento e bermas de estrada, como na destruição indirecta do habitat circundante através do assoreamento de correntes e secagem de charcos devido a fluxos de água interrompidos (Forman *et al.*, 2003).

Algumas espécies animais são mais vulneráveis à perda de habitat do que outras, sendo as de grande porte, de longa vida, com requisitos de vastas áreas para habitar, densidades e taxas reprodutivas baixas, as mais vulneráveis (Forman *et al.*, 2003).

Por outro lado, as espécies cujo habitat é limitado ao interior da floresta são particularmente vulneráveis à diminuição da área dos fragmentos, visto que os fragmentos menores possuem uma maior proporção de habitat de borda, geralmente evitado pelas espécies do interior das florestas (Liu *et al.*, 2008; Forman *et al.*, 2003). No Japão, o pica-pau *Dendrocopus kisuki* é raramente encontrado nos fragmentos de floresta com menos de 100 ha, mas um *Hypsipetes amourotis* ocorre em fragmentos tão pequenos como 0,1 ha (Higuchi *et al.*, 1982; Wiens, 1989). Contudo, algumas espécies, como os rabirruivos e outros passeriformes, restringiram-se mais a fragmentos maiores enquanto outros, como as carriças e os melros (*Turdus merula*), estavam presentes nas amostras relativas a fragmentos menores (Moore e Hooper, 1975; Wiens, 1989). As bordas diferem dos interiores das florestas no seu microclima e fluxos de energia assim como nos nutrientes que podem influenciar directamente a composição, estrutura e função dos ecossistemas das florestas perto das bordas (Murcia, 1995; Collinge, 1996; Anderson *et al.*, 2003;

Breareley *et al.*, 2010). Do mesmo modo, estes efeitos podem afectar indirecta e directamente a vida selvagem, pelas mudanças na qualidade do habitat perto das bordas, por um lado, e pelas mudanças no comportamento do movimento, mortalidade elevada por predadores e parasitas, interacções competitivas entre espécies e sucesso reprodutivo, por outro (Murcia, 1995; Sisk e Haddad, 2002; Breareley *et al.*, 2001).

1.2.3. Conectividade e efeito de barreira

As infra-estruturas de transportes, não só reduzem a área dos habitats que cruzam, mas também afectam a estrutura e funcionamento do território como um todo, actuando como uma barreira para o movimento e migração das espécies animais e de plantas (Forman, 1995, Quintana *et al.*, 2010). Muitos estudos realizados com base nos efeitos da fragmentação das estradas investigaram a influência do uso do habitat, comportamento da dispersão e a estrutura genética das populações, focalizando os vertebrados terrestres, particularmente os anfíbios, mamíferos e aves (Forman e Alexander, 1998; Trombulak e Frissel, 2000). Os estudos empíricos e teóricos mostram que as estradas podem ter vários efeitos negativos nas populações animais (Jaeger *et al.*, 2005).

A conectividade da paisagem é o grau pelo qual a paisagem facilita o movimento animal e outros fluxos ecológicos, permitindo que muitos organismos multihabitat se movam, regularmente, através da paisagem, para diferentes tipos de habitat de forma a obter as suas necessidades diárias e de vida. Por exemplo, as libelinhas movem-se regularmente entre os habitats de cursos de água para acasalar e os habitats de floresta para se alimentarem e alguns anfíbios, como as rãs-leopardo, mudam sazonalmente entre os tipos de habitat (dos lagos de reprodução, na Primavera, para prados, durante o Verão e para locais de Inverno e Outono) (Jonsen e Taylor, 2000; Pope *et al.*, 2000; Forman *et al.*, 2003). As barreiras que impedem estes movimentos, como as estradas, resultam em mortalidades mais elevadas, taxas de reprodução menores e, por fim, viabilidade mais baixa das populações. Por outro lado, a conectividade elevada da paisagem permite repovoar áreas que sofreram declínios e extinções e minimizar os efeitos negativos de endogamia. As estradas, como barreiras, reduzem a conectividade e, portanto, a capacidade da população regional para habitar todas as áreas adequadas, resultando uma persistência e população regional mais baixas (Forman *et al.*, 2003). Um estudo recente, na Alemanha, mostrou o efeito genético das diferentes barreiras rodoviárias, utilizando populações de ratazana-cega (*Clethrionomys glareolus*) como objecto de estudo. Os autores descobriram uma

subdivisão genética significativa das populações separadas por uma auto-estrada, mas não dentro das populações separadas por uma estrada nacional ou ferrovia (Gerlach e Musolf, 2000; Forman *et al.*, 2003). Um estudo semelhante investigou o efeito do uso de terras e estradas na estrutura genética da rã-comum (*Rana temporaria*), descobrindo que a divisão pelas auto-estradas reduziu a quantidade média de heterozigosidade na população. Adicionalmente, o polimorfismo genético da população das rãs também diminuiu (Reh, 1989; Reh e Seiz, 1990; Forman *et al.*, 2003).

Assim, as espécies mais vulneráveis para o efeito de barreira das estradas são aquelas que evitam as estradas e possuem múltiplas necessidades de recursos e/ou grandes quantidades de recursos requeridos para viajar vastas áreas (Forman *et al.*, 2003).

1.2.4. Efeitos a nível abiótico

Porém, as estradas não só afectam os componentes bióticos do ecossistema mas também os componentes abióticos, incluindo a hidrologia, os mecanismos de transporte de detritos, química do ar e da água, microclima e nível de barulho, vento e luzes adjacentes às estradas (Forman e Alexander, 1998; Coffin, 2007). O aumento da energia dos sistemas de corrente que causam a erosão do canal e a sedimentação provocada pelo corte das margens das estradas são exemplos de efeitos negativos das infra-estruturas de transporte. A turbidez crescente da corrente combinada com as margens com menos vegetação, provoca um aumento na temperatura da água que, por sua vez, perturbará as espécies de peixes que requerem temperaturas mais baixas e favorecerá espécies que não as requeiram (Coffin, 2007).

A poluição da água e do ar é, talvez, o efeito ambiental mais reconhecido pelos investigadores do governo e promotores de lei. Os químicos tóxicos associados com o ar e as nascentes de água causam doenças e mortalidade crescente nos humanos. As fontes de poluentes químicos ao longo das bermas das estradas incluem os veículos que utilizam a estrada, o pavimento da própria estrada e a permanência de actividades associadas com a rodovia (Coffin, 2007). Os derrames químicos que, por vezes, acontecem nas vias são, também, uma importante fonte de poluentes (Grant *et al.*, 2003; Coffin, 2007). A poluição pelo chumbo dos escapes dos veículos pode ser especialmente problemática, especialmente nos países em desenvolvimento que ainda permitem a gasolina com chumbo (Garcia-Miragaya, 1981; Laurance, 2009). Estes químicos podem ser transportados ao longo da estrada pelo vento e precipitação, afectando zonas mais distantes (Forman *et al.*, 2003).

Outro efeito das estradas que tem provocado consequências, principalmente, nas aves, é o barulho do tráfego (Reijnen e Foppen, 1994; Reijnen *et al.*, 1995, 1996, 1997; Forman *et al.*, 2002; Peris e Pescador, 2004; Bee e Swanson, 2007). Este afectará, desproporcionadamente, aquelas espécies para as quais a frequência do barulho interferiria com a frequência dos seus chamamentos (Coffin, 2007). Por exemplo, o chapim-real (*Parus major*) em Leiden, Holanda, foi encontrado a cantar a intensidades superiores em ambientes mais barulhentos de forma a superar o problema da “máscara” causado pelos ruídos urbanos de baixa frequência (Slabbekoorn e Peet, 2003). Já num estudo realizado com rãs arbóreas *Hyla chrysoscelis* mostrou que as fêmeas revelaram aumentos semelhantes na latência da resposta e diminuições na orientação para o sinal-alvo, tanto na presença da máscara de ruído de coro como na presença de ruído do tráfego (Bee e Swanson, 2007).

Juntamente com os efeitos dos ruídos, surgem outros efeitos atmosféricos como a direcção e velocidade do vento, temperatura, humidade relativa e isolamento. Geralmente, as bermas das estradas são mais ventosas, quentes, secas e mais solarengas (Forman *et al.*, 2003). Do mesmo modo, perto das estradas, particularmente as não pavimentadas, o ar contém maior quantidade de poeira. Esta poeira afecta a fotossíntese da vegetação presente na berma da estrada e causa doenças respiratórias a animais e humanos (Farmer, 1993; Forman e Deblinger, 2000).

Assim, as novas infra-estruturas de transporte, como as estradas principais e secundárias (van Langevelde *et al.*, 2009), são reconhecidas como uma das principais ameaças para a conservação da biodiversidade (Geneletti, 2006; Mata *et al.*, 2008). Afectam o funcionamento dos ecossistemas e alteram as condições bióticas e abióticas das manchas que os compõem (Saunders *et al.*, 1991). Os seus efeitos principais englobam o aumento do isolamento das manchas de habitat, a redução do tamanho das mesmas manchas e o consequente aumento da sua exposição a perturbações exógenas (Geneletti, 2004). As referidas mudanças nas propriedades do ecossistema afectam a estrutura, composição e dinâmica das populações, perturbando parâmetros como a sobrevivência e a taxa reprodutiva (Fahrig, 2002; Opdam *et al.*, 2001).

1.2.5. Colisão veículo-vida selvagem

Por outro lado, à medida que as estradas foram sendo construídas para acomodar as grandes densidades do tráfego nas áreas rurais, a taxa de colisões veículo-animais selvagens tem aumentado significativamente (Forman *et al.*, 2003; Grilo *et al.*, 2009), provocando, desta forma, uma redução directa no tamanho das populações. Algumas espécies sofrem uma mortalidade

mais evidente nas estradas do que outras, devido às colisões de veículos (Goosem, 1997; Novelli *et al.*, 1988; Vijayakumar *et al.*, 2001), elevada predação (Laurance, 2004) ou mesmo, caça (Peres e Lake, 2003; Laurance *et al.*, 2006; Laurance *et al.*, 2008). Se tais efeitos forem suficientemente fortes, a estrada tornar-se-á um depósito de populações, contribuindo para a extinção local das espécies (Woodroffe e Ginsberg, 1998). As colisões de veículos, intimamente relacionadas com a mortalidade, são consideradas as maiores causas de morte para muitos répteis, anfíbios e mamíferos, em paisagens dominadas por humanos (Groot Bruinderink e Hazebroek, 1996; Forman e Alexander, 1998; Philcox *et al.*, 1999; Trombulak e Frissel, 2000) e, para algumas espécies, é a causa mais provável da extinção regional (por exemplo, texugos, Lankester *et al.*, 1991; Clarke *et al.*, 1998). As espécies, que requerem extensões de habitat consideravelmente grandes ou possuem taxas reprodutivas baixas, são, geralmente, as espécies mais vulneráveis (Bennett e Robinson, 2000). O número de mortes na estrada, devido a colisões vida selvagem-veículo, não é surpreendente quando se reflecte sobre o desenvolvimento humano crescente, com viajantes diários, maiores fluxos de tráfego e redes de estradas e pulsos de tráfego mais elevados de manhã cedo e ao início da tarde (quando as viagens e a actividade da vida selvagem têm o seu pico, simultaneamente). Todos estes factores contribuem, de facto, para o resultado infeliz que afecta tanto os humanos como a vida-selvagem (Forman *et al.*, 2003).

No entanto, segundo Forman *et al.* (2003), existem muitos outros factores que contribuem para o número elevado de mortes na estrada que podem ser classificados em duas categorias: (1) tráfego, estradas e influências da paisagem e (2) comportamento e ecologia das espécies.

Na primeira categoria destacam-se a velocidade dos veículos, o volume do tráfego e a estrutura da paisagem perto das estradas (Forman *et al.*, 2003). As velocidades do tráfego determinam a mortalidade do tráfego. Se os veículos viajarem a velocidades mais baixas, a probabilidade de um animal atravessar a estrada com sucesso aumentará, devido às melhores oportunidades de ambos (o condutor e o animal) reagirem um ao outro e evitar a colisão (van Langevelde e Jaarsma, 2004). Por exemplo, um estudo apontou que os veículos que viajavam a velocidades superiores a 64 Km/h tinham um impacto maior nas canções das aves e nos coelhos do que os veículos que viajavam a velocidades menores (Dickerson, 1939; Forman *et al.*, 2003). Outro estudo relatou que o número de mortes na estrada não estava significativamente correlacionado com o tráfego médio diário tanto anual como mensal, mas sim com a velocidade do veículo. Em contraste, a taxa de mortes do armadilho (*Dasypus novemcintus*) nas estradas da Flórida estava altamente correlacionada com o volume de tráfego (Inbar e Mayer, 1999; Forman *et al.*, 2003). Em Newfoundland, as colisões de veículos com alces ocorreram onde os volumes de

tráfego eram maiores (Joyce e Mahoney, 2001; Forman *et al.*, 2003). Os estudos também se focaram no efeito da estrutura da paisagem perto da estrada nas colisões veados-veículos. A probabilidade destes acidentes decresceu à medida que o número de residências e construções próximas aumentou (Bashore *et al.*, 1985; Forman *et al.*, 2003). Na Pensilvânia, os acidentes diminuíram quando o limite de velocidade era menor, a distância às áreas florestais era maior e a distância de visibilidade mínima era maior (Hubbard *et al.*, 2000; Forman *et al.*, 2003). Resumidamente, estes estudos sugerem que, adicionalmente à densidade da população, existem dois grupos principais que afectam as taxas de morte na estrada: (1) o volume e a velocidade do tráfego e (2) a proximidade da cobertura do habitat e corredores de movimento da vida selvagem (Forman *et al.*, 2003).

No entanto, as características da estrada também afectam a mortalidade do animal. A mortalidade na estrada aumenta com as estradas estreitas (que encorajam os movimentos de cruzamento de estradas) e as curvas nas estradas (que reduz a visibilidade do condutor e os tempos de resposta dos animais à aproximação do veículo) (Goosem, 1997; Laurance *et al.*, 2004; Laurance *et al.*, 2009). No entanto, nas estradas mais largas, os animais mais pequenos são especialmente vulneráveis, visto que estes se movem lentamente (van Langevelde e Jaarsma, 2004). A topografia plana e a vegetação ribeirinha tendem a canalizar os anfíbios, mamíferos e outros animais para certas rotas de cruzamento, enquanto as encostas íngremes, cortes e aterros tendem a reduzir a mortalidade na estrada, inibindo as tentativas de passagem nas estradas (Goosem, 1997). Outras características também influenciam a travessia, tais como as luzes da estrada, uma vez que alguns animais evitam as luzes e outros são atraídos (van Langevelde e Jaarsma, 2004).

Relativamente ao comportamento e ecologia das espécies, sabe-se que algumas populações de espécies são mais vulneráveis à mortalidade nas estradas do que outras. As espécies que ocorrem em baixas densidades e possuem taxas reprodutivas baixas e tempos de geração longos são, tipicamente, as mais susceptíveis à morte deste tipo (Lande, 1987; With e King, 1999; Foulfopoulos e Ives, 1999; Forman *et al.*, 2003). Alguns carnívoros de grande porte são exemplos perfeitos de espécies com estas características.

As espécies com mobilidade intrínseca mais elevada são geralmente mais vulneráveis à mortalidade na estrada. Esta sugestão é suportada por vários estudos. Por exemplo, as espécies de cobras que viajam, frequentemente, longas distâncias na busca de alimento experimentaram maiores mortalidades do que os alimentadores sedentários (Bonnett *et al.*, 1999). Outro estudo relatou os efeitos das estradas nas densidades da população de duas espécies de rãs com

vagilidades diferentes – rãs-leopardo (*Rana pipiens*, mais móvel) e rãs-verdes (*Rana clamitans*, menos móvel). Os resultados mostraram que o volume de tráfego teve um efeito negativo significativo na densidade da população da espécie mais móvel, mas não teve nenhum efeito na densidade da espécie menos móvel (Carr e Fahrig, 2001; Carr *et al.*, 2002). Outros estudos referem, também, que os anfíbios e os répteis são particularmente vulneráveis aos efeitos da estrada, porque trata-se de organismos lentos que acedem, tipicamente, a múltiplos habitats durante os seus ciclos de vida (Hels e Buchwald, 2001; Steen *et al.*, 2006; Roe e Georges, 2007; Woltz *et al.*, 2008).

Os generalistas de habitat assim como os especialistas podem ser mais fortemente afectados pela mortalidade na estrada. Por exemplo, o rato-de-patas-brancas (*Peromyscus leucopus*) é um generalista de habitat e o esquilo-do-oeste (*Tamias striatus*) é um especialista de habitat. Num estudo realizado com estas espécies, os resultados mostraram que a capacidade das espécies generalistas retornarem à sua residência decrescia com o aumento do volume de tráfego, enquanto o nível de tráfego não teve efeito na taxa de retorno da espécie especialista. Assim sendo, é possível que os animais generalistas sejam mais aventureiros nos habitats desconhecidos, como as estradas, tornando-os mais vulneráveis à mortalidade na estrada. Todavia, os especialistas muitas vezes possuem tamanhos de população mais baixos, taxas reprodutivas mais baixas e menos habitats adequados levando-os, assim, à possibilidade de estar em risco (Forman *et al.*, 2003).

Do mesmo modo, as espécies que revelam evitamento dos habitats abertos e barulho são menos vulneráveis à mortalidade na estrada. Segundo Oxley *et al.* (1974), os pequenos mamíferos da floresta são relutantes a aventurar-se nas estradas onde a distância entre as margens das florestas era maior do que 20 metros. Na Alemanha, num estudo realizado por Mader (1984), duas espécies de ratos que habitam a floresta raramente ou nunca atravessaram auto-estradas de duas faixas.

A reacção do animal quando avista um veículo também é um factor importante quanto à vulnerabilidade de uma espécie: algumas espécies fugirão e outras permanecerão imóveis na estrada (van Langevelde e Jaarsma, 2004).

Finalmente, também têm sido documentados eventos em que os animais são atraídos para as estradas como é o caso dos répteis e de alguns insectos. Estes animais são atraídos para as estradas e suas bermas para se aquecerem ou para locais de ninho, tornando-os vulneráveis tanto à mortalidade por colisão como a predadores (L. Fahrig, obs. pess.) (Haxton, 2000; Forman *et al.*, 2003). Os répteis que se deslocam para a superfície da estrada para se aquecerem durante o dia

ou termorregular à noite, podem ser mortos na estrada e tornarem-se alimento para os necrófagos (Rosen e Lowe, 1994; Kline e Swann, 1998; Forman *et al.*, 2003). Estes necrófagos, por sua vez, também podem ser susceptíveis à morte na estrada.

1.3. Estradas principais versus estradas secundárias

Notavelmente, estes efeitos negativos das estradas na vida selvagem são estudados nomeadamente nas estradas principais (por exemplo, Kanters *et al.*, 1997; Forman *et al.*, 2003), ignorando as estradas secundárias, como as florestais, agrícolas ou mesmo montanhosas (Goosem, 2007; Petronilho e Dias, 2005). Considera-se que as estradas secundárias produzem impactos moderados na vida selvagem, porque a sua largura apresenta valores menores do que as estradas principais e a intensidade do tráfego é reduzido (Petronilho e Dias, 2005). É, contudo, uma ideia errada considerar que a maioria dos animais é morta nas estradas principais (Seiler, 2002). Por exemplo, segundo Petronilho e Dias (2005), nas áreas turísticas (como as zonas costeiras de Portugal), a situação pode tornar-se mais extrema, nas épocas mais abrangidas por turistas, e as estradas florestais podem apresentar tráfego mais intenso, produzindo um fenómeno de maior mortalidade. São três as grandes diferenças entre as estradas principais e as secundárias: o comprimento, o volume de trânsito e a velocidade máxima legal (van Langevelde *et al.*, 2009). Os comprimentos totais das estradas menores são maiores do que os das estradas principais, o que implica uma contribuição mais elevada para a destruição do habitat. No entanto, devido à sua reduzida largura, não formam uma barreira absoluta à vida selvagem. Os animais tendem a atravessar as estradas sem uma barreira absoluta mais vezes, o que leva a uma hipótese de morte na estrada relativamente elevada (Jaarsma *et al.*, 2000; Jorna, 2005)

1.4. Estradas pavimentadas versus estradas não pavimentadas

Outro aspecto relevante, mas pouco estudado, na mortalidade de vida selvagem nas estradas é o tipo de superfície da estrada (pavimentada ou não pavimentada). Smith-Patten e Patten (2008) estudaram as colisões de veículos nos mamíferos no sul de Great Plains, considerando a distância viajada, a pavimentação e a divisão da estrada, o número de faixas e o habitat dominante. Os resultados revelaram que a taxa de mortalidade foi relativamente mais elevada nas estradas pavimentadas do que nas estradas não-pavimentadas (8,60 versus 3,65/100Km), mas

não dependeu se a estrada era dividida. Oxley *et al.* (1974) determinaram que “a superfície da estrada não era um factor inibitório crítico” mas a “superfície (asfalto ou gravilha) afecta o volume de tráfego e velocidade e assim, influencia a mortalidade na estrada”. Já num estudo realizado com o urso preto americano (*Ursus americanus*) demonstrou o evitamento deste animal às estradas de gravilha, mais do que as estradas pavimentadas (Reynolds-Hogland e Mitchell, 2007). Outros estudos mostraram que as estradas secundárias e não pavimentadas tinham pouco efeito nos movimentos dos animais e que eram mais permeáveis para a vida selvagem (Brody e Pelton, 1989; Beringer *et al.*, 1990; Forman *et al.*, 2003).

1.5. Objectivos da dissertação

O presente trabalho foi realizado no concelho de Mira e avaliou o impacto das estradas secundárias pavimentadas e não pavimentadas com alcatrão de duas zonas distintas do concelho: zona agrícola e zona florestal, na vida selvagem. Assim sendo, neste trabalho, pretendeu-se responder às seguintes questões: (i) qual o impacto das estradas florestais e agrícolas na vida selvagem de Mira?; (ii) quais são as espécies ou grupos taxonómicos mais afectados?; (iii) estará o impacto relacionado com factores temporais e espaciais (épocas do ano, dia/noite, zona florestal/zona agrícola) ? e (iv) as características das estradas serão factores importantes no seu impacto para a vida selvagem? Nesta dissertação, sugerem-se, também, medidas de mitigação para diminuição destes impactos na vida selvagem.

Assim, a presente dissertação tem como principais objectivos (1) determinar o número médio de atropelamentos ocorridos por ano, nas estradas florestais e agrícolas de Mira; (2) comparar o grau de impacto dessas mesmas estradas durante o dia e durante a noite, tendo em atenção a zona na qual as estradas se inserem (agrícola ou florestal); (3) caracterizar o impacto das estradas aquando as diferentes épocas do ano e relativamente a diferentes grupos taxonómicos e (4) avaliar o impacto de diferentes tipos de estradas na vida selvagem, salvaguardando a constituição e estrutura de cada estrada (alcatrão ou “macadame”).

METODOLOGIA DE ESTUDO

2.1. Caracterização do concelho de Mira

O concelho de Mira situa-se na região centro litoral de Portugal e é delimitado a Norte pelo concelho de Vagos, Este e Sul pelo concelho de Cantanhede e a Oeste pelo Oceano Atlântico.

Na parte central e Este do concelho, a rede rodoviária é bastante densa e ramificada, estabelecendo contacto entre as povoações. A zona ocidental do concelho, exceptuando a Praia de Mira e a área envolvente, possui uma rede de estradas de fraca densidade. As principais vias de comunicação são constituídas pela EN 109 (ligação Leiria-Espinho), a EN 234 e a EN 334 que constituem a principal ligação do interior do país ao concelho de Mira. Existem ainda algumas vias secundárias relevantes: a Via Sul e a Via Norte, que resultam do alargamento e pavimentação de antigas estradas florestais que cruzam o Perímetro Florestal das Dunas de Mira (Petronilho, 2001).

Em 1993, a rede de estradas das áreas florestais nas Dunas e Pinhais de Mira sofreu alguma alteração, aumentando a distância asfaltada (em mais 9,5 Km) com o intuito de diminuir os problemas de trânsito nas duas Estradas Nacionais próximas das zonas florestais (E.N. 334 e E.N. 109). Até esta data, dos 46 Km de estradas, 15 Km estavam asfaltadas, estando as restantes construídas com macadame. Nesta altura, as estradas eram utilizadas, não como alternativa para as estradas nacionais, mas como acesso a veículos de tracção animal, tractores agrícolas e poucos veículos regulares. Como era de prever, a partir de 1993, foi observado um aumento imediato de fatalidades de vertebrados selvagens (Petronilho e Dias, 2005).

O concelho de Mira insere-se na Bacia Hidrográfica do Rio Vouga. O principal curso de água que o atravessa – a Vala Real – nasce nos Olhos da Fervença e penetra a sul do concelho, no sentido NWW, para próximo da Videira do Sul, encurvar para N em direcção da Ria de Aveiro, através do Canal de Mira. Existem, ainda, cursos de água permanentes – as Valas dos Moínhos e a Vala Regente Rei – e numerosas valas abertas artificialmente, facilitando a drenagem das lagoas e charcos formados, actualmente, somente em Invernos mais pluviosos (Petronilho, 2001).

As duas principais lagoas, ambas de água doce, são a Lagoa de Mira e a Barrinha de Mira: a primeira de origem dunar e a segunda de origem lagunar, correspondendo a uma ramificação do braço Sul da Ria de Aveiro (Petronilho, 2001).

Relativamente ao clima, os Verões são moderadamente quentes e os Invernos amenos. A temperatura média anual é de 14,3°C e a precipitação anual é de 1002,8 mm. Os dias de nevoeiro concentram-se mais em Julho e Setembro; as geadas ocorrem entre meados de Março e meados de Novembro. Durante todo o ano, os ventos sopram mais frequentemente de NW e W, com

predominância do primeiro. A área abrangida pelo concelho pertence ao estágio bioclimático Mesomediterrâneo (Petronilho, 2001).

No concelho de Mira distinguem-se seis tipos de habitats: praias arenosas e dunas costeiras, áreas florestadas, zonas húmidas, áreas agrícolas, zonas habitadas e áreas com matos (Petronilho, 2001). Neste trabalho, só vou descrever os relativos à área de estudo.

Área florestal

A área florestal do concelho é ocupada por espécies sujeitas a dois regimes florestais: o privado e o público. Estes influenciam de modo diferente a composição, estrutura e dinâmica das populações (Petronilho, 2001).

No regime privado, a maioria dos povoamentos são constituídos por pinheiro-bravo *Pinus pinaster* e eucalipto *Eucalyptus globulus*, que devido a limpezas periódicas quase não apresentam estrato arbustivo. Estes locais representam terrenos, outrora cultivados, e que por razões socioeconómicas foram abandonados (Petronilho, 2001).

No domínio público, insere-se o Perímetro Florestal das Dunas e Pinhais de Mira. Actualmente, este perímetro é constituído por pinheiros-bravos contorcidos e relativamente baixos, junto ao cordão dunar; com o afastamento à orla marítima, surgem, juntamente com o pinhal, samouco *Myrica faya* e diversas espécies de acácias (*Acacia melanoxylon*, *Acacia dealbata*, *Acacia longifolia*). A cobertura arbustiva e subarbustiva compreende espécies como o tojo *Ulex* sp., a urze *Erica* sp., a giesta *Cystisus grandiflorus*, a torga-ordinária *Calluna vulgaris*, a camarinheira, o sargaço *Halimium halimium* e o sanganho-mouro *Cistus salvifolium*. Junto ao solo são abundantes musgos, líquenes e muitas espécies de fungos. Nas depressões interdunares são observáveis junco, salgueiro-anão e o choupo. Nas antigas valas de drenagem verificam-se amieiros *Alnus glutinosa* e salgueiros *Salix* sp. (Petronilho, 2001).

A esta área florestal está associada fauna que engloba o sapo-comum (*Bufo bufo*), sapo-de-unha-negra (*Pelobates cultripes*), sapo-corredor (*Bufo calamita*), salamandra-de-pintas-amarelas (*Salamandra salamandra*), licranço (*Anguis fragilis*), sardão (*Lacerta lepida*), lagartixa-do-mato (*Psammadromus algirus*), cobra-rateira (*Malpolon monspessulanus*), cobra-bordalesa (*Coronela girondica*), raposa (*Vulpes vulpes*), gineta (*Genetta genetta*), javali (*Sus scrofa*), rato-dos-bosques (*Apodemus sylvaticus*), coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*), musaranho-de-dentes-brancos (*Crocidura russula*), águia-de-asa-redonda (*Buteo buteo*), açor (*Accipiter gentilis*), gavião (*Accipiter nisus*), milhafre-preto (*Milvus migrans*), rola-brava (*Streptopelia turtur*), pombo-torcaz (*Columba palumbus*), cuco (*Cuculus canorus*), coruja-do-mato (*Strix aluco*), bufo-pequeno (*Asio*

otus), noitibó-cinzento (*Caprimulgus europaeus*), pica-pau-malhado (*Dendrocopus major*), gaio (*Garrulus glandarius*), estrelinha-real (*Regulus ignicapillus*), papa-moscas (*Ficedula hypoleuca*), pisco-de-peito-ruivo (*Erithacus rubecula*), melro (*Turdus merula*), tordoveia (*Turdus viscivorus*), chapim-carvoeiro (*Parus ater*), chapim-de-poupa (*Parus cristatus*), chapim-real (*Parus major*), chapim-rabilongo (*Aegithalos caudatus*), trepadeira (*Sitta europaea*), tentilhão (*Fringilla coelebs*), bico-grossudo (*Coccothraustes coccothraustes*), milheirinha (*Serinus serinus*), carriça (*Troglodytes troglodytes*), toutinegra-de-barrete (*Sylvia borin*) e estorninho-preto (*Sturnus unicolor*) (Petronilho, 2001).

Áreas agrícolas

Os terrenos agrícolas existentes no concelho estão divididos em duas categorias: uso intensivo do solo e uso extensivo do solo (Petronilho, 2001).

Nos terrenos agrícolas com uso intensivo, pratica-se uma agricultura de regadio para subsistência na qual as principais culturas são o milho, a batata, o feijão e alguns produtos hortícolas. Estes campos agrícolas circundam as povoações e intercalam-se com pinhais e eucaliptais (Petronilho, 2001).

Nos terrenos de uso extensivo, as culturas cerealíferas são dominantes juntamente com a criação de gado bovino. Situam-se no Montalvo e numa faixa de terreno entre a Praia de Mira e o Poço da Cruz. Neste último, existe uma compartimentação em talhões separados por valados com coberto vegetal de salgueiros, acácias e canas (Petronilho, 2001).

Este habitat possui uma sazonalidade muito evidente e está sujeito a uma forte pressão humana. A fauna associada abrange o sapo-comum (*Bufo bufo*), cobra-rateira (*Malpolon monspessulanus*), lagartixa-do-mato (*Psammadromus algeris*), rato-dos-bosques (*Apodemus sylvaticus*), musaranho-de-dentes-brancos-grande (*Crocidura russula*), coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*), lebre (*Lepus granatensis*), raposa (*Vulpes vulpes*), toupeira-comum (*Talpa caeca*), doninha (*Mustela nivalis*), carraceiro (*Bubulcus íbis*), águia-de-asa-redonda (*Buteo buteo*), peneireiro-cinzento (*Elanus caeruleus*), peneireiro (*Falco tinnunculus*), codorniz (*Coturnix coturnix*), rola-brava (*Streptopelia turtur*), coruja-das-torres (*Tyto alba*), noitibó-cinzento (*Caprimulgus europaeus*), rolieiro (*Coracias garrulus*), calhandrinha (*Calandrella brachydactyla*), cotovia-de-poupa (*Galerida cristata*), andorinha-das-chaminés (*Hirundo rustica*), estorninho-preto (*Sturnus unicolor*), pega (*Pica pica*), gralha-preta (*Corvus corone*), melro (*Turdus merula*), pardal (*Passer domesticus*), milheirinha (*Serinus serinus*), pintassilgo (*Carduelis carduelis*) e escrevedeira (*Emberiza cirrus*) (Petronilho, 2001).

Matagais

As zonas mais importantes de mato no concelho de Mira surgiram em consequência de incêndios que ocorreram em 1987 e 1993 no Perímetro Florestal das Dunas de Mira. Nesta área, anteriormente ocupada por pinheiro-bravo, pode encontrar-se espécies como o tojo, a giesta, a lavandula *Lavandula sampaiana*, boca-de-lobo, camarinheira, urze, sanganho-mouro e o sargaço que na época de floração atraem muitos insectos e aves que deles se alimentam (Petronilho, 2001).

A estas zonas associam-se o sapo-de-unha-negra (*Pelobates cultripes*), sapo-corredor (*Bufo calamita*), cobra-rateira (*Malpolon monspessulanus*), lagartixa-do-mato (*Psammadromus algirus*), rato-dos-bosques (*Apodemus sylvaticus*), raposa (*Vulpes vulpes*), coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*), lebre (*Lepus granatensis*), noitibó-cinzento (*Caprimulgus europaeus*), toutinegra-do-mato (*Sylvia undata*), toutinegra-dos-valados (*Sylvia melanocephala*), cotovia-de-poupa (*Galerida cristata*), águia-de-asa-redonda (*Buteo buteo*), águia-cobreira (*Circaetus gallicus*), carriça (*Troglodytes troglodytes*) e o cartaxo (*Saxicola torquata*) (Petronilho, 2001).

2.2. Metodologia de estudo

2.2.1. Trabalho de campo

O trabalho prático foi realizado durante 8 meses (de Janeiro a Agosto de 2011), dois dias consecutivos por semana, sendo o primeiro dia utilizado para a “limpeza da estrada”, ou seja, recolha de todos os animais encontrados atropelados na estrada, seguida da sua identificação, e o segundo dia, para a recolha e identificação matinal e vespertina dos animais mortos encontrados nas mesmas vias.

A limpeza das estradas florestais foi efectuada duas vezes por mês (aproximadamente, de 15 em 15 dias), intercalada, semanalmente, com a limpeza das estradas agrícolas. No dia seguinte a cada um destes levantamentos de dados, realizou-se nova recolha, desta vez, matinal (7h30min), para calcular o número de indivíduos mortos durante a noite, e vespertina (18h30min) com o intuito de avaliar o número de indivíduos mortos durante o dia.

Os 12 transectos (8 florestais e 4 agrícolas) percorridos possuem 3 Km de comprimento, cada um, tanto os relativos à zona florestal como agrícola. Os transectos localizam-se no Perímetro Florestal das Dunas e Pinhais de Mira e na zona agrícola de Mira. Seis transectos da

zona florestal (quatro de macadame e dois de alcatrão) estão inseridos no habitat “área florestal” e os dois restantes inserem-se no habitat “matagais”. Os quatro transectos agrícolas, relativos às duas estradas analisadas, inserem-se no habitat “áreas agrícolas”. Os 12 transectos constituem 6 estradas (dois transectos de 3 Km em cada estrada): a Estrada 1 vai da rotunda da saída da A17 Mira-Norte em direcção ao Poço da Cruz (zona florestal; habitat “matagal” e “área florestal”; estrada em alcatrão); a Estrada 2 refere-se à estrada que cruza, quase paralelamente, a Estrada 1 (zona florestal; habitat “área florestal”; estrada em macadame); a Estrada 3 refere-se à estrada desde a Praia de Mira em direcção a Sul, até à rotunda, e virando em direcção à Ermida (zona florestal; habitat “área florestal”; estrada em alcatrão); a Estrada 4 compreende o troço de estrada desde a rotunda de acesso à Aquinova, para Sul, em direcção à Praia do Palheiro (zona florestal; habitat “área florestal”; estrada em macadame); a Estrada 5 refere-se à Rua da Fonte, na Ermida e que segue para Colmeal (zona agrícola; habitat “área agrícola”, estrada em alcatrão) e, finalmente, a Estrada 6 que vai da Barra de Mira em direcção ao Poço da Cruz (figura 1).



Figura 1 - Mapa das estradas estudadas no concelho de Mira: estradas 1, 2, 3 e 4 referem-se à zona florestal; estradas 5 e 6 referem-se à zona agrícola.

A visita unidireccional foi realizada, em cada transecto, usando uma bicicleta a uma velocidade de cerca de 10 Km por hora (“velocidade de passeio”) de modo a ser possível a observação cuidada dos animais, adoptando, assim, velocidades reduzidas tal como nos trabalhos de Marques (1994) e Petronilho e Dias (2005). A identificação dos animais foi feita de acordo com os guias de identificação de anfíbios e répteis de Nuno Ferrand de Almeida, Paulo Ferrand de

Almeida, Helena Gonçalves, Fernando Sequeira, José Teixeira e Francisco Ferrand de Almeida (Guia FAPAS – Anfíbios e Répteis de Portugal), aves de Bertel Bruun, Håkan Delin e Lars Svensson (Guia FAPAS – Aves de Portugal e Europa) e mamíferos de David MacDonald e Priscilla Barret (Guia FAPAS – Mamíferos de Portugal e Europa). Os dados registados para cada animal foram agrupados em tabelas feitas para o efeito, que incluem como tópicos a data, espécie, quantidade, transecto, condições meteorológicas, recolha matinal ou vespertina e observações. Os animais que não foram possíveis de identificar devido à disformidade do animal, consideraram-se *não identificados*. Depois de cada identificação, os animais foram removidos da estrada.

2.2.2. Análise estatística de dados

Os dados recolhidos foram tratados, posteriormente, através de análises estatísticas de forma a determinar o número médio de atropelamentos ocorridos por ano, nas estradas florestais e agrícolas; comparar estes números com a época do ano e com os grupos taxonómicos mais afectados por esta fatalidade; comparar o grau de impacto das estradas durante o dia e durante a noite e, finalmente, avaliar o impacto das diferentes estradas na vida selvagem, salvaguardando a constituição e estrutura de cada estrada (alcatrão ou macadame).

Sendo assim, primeiramente, realizou-se o teste não paramétrico de hipóteses de Mann-Whitney de forma a verificar se as duas zonas (agrícola e florestal) possuíam diferenças significativas entre si e se, portanto, podiam ser analisadas separadamente. As variáveis analisadas foram o número total de mortes na estrada (“Mortes”), número de mortes durante o dia e a noite (“Dia/Noite”), número de mortes de anfíbios (“Anfíbios”), número de mortes de aves (“Aves”), número de mortes de mamíferos (“Mamíferos”), número de mortes de répteis (“Répteis”), número de mortes durante o Inverno (“Inverno”), número de mortes durante a Primavera (“Primavera”) e número de mortes durante o Verão (“Verão”).

Após o resultado da primeira análise, as duas zonas foram trabalhadas em separado, mas sujeitas aos mesmos testes (exceptuando a análise para o tipo de superfície da estrada que foi realizada, somente, para a zona florestal). Para averiguar o número de mortes/Km/ano em cada zona, calculou-se o número médio de mortes por semana e multiplicou-se pelo número de semanas de um ano por quilómetro. Depois, com o intuito de verificar a variância de mortes durante os meses do ano estudados e analisar se as diferenças entre as épocas do ano seriam significativas, construiu-se um gráfico seguido de uma análise de variância ANOVA.

Para averiguar quais os grupos taxonómicos mais afectados em cada zona fez-se um gráfico no Excel, utilizando percentagens. A apuração das diferenças entre as mortes na estrada durante o dia e a noite foi realizada através de um teste não paramétrico de ajustamento ao Qui-quadrado.

Por fim, foram identificados os factores que mais influenciaram a morte de vertebrados na estrada – condições meteorológicas, temperatura e época do ano – através de Regressão Linear Múltipla.

Os testes foram realizados com auxílio do programa SPSS Statistics 17.0 e Microsoft Excel.

RESULTADOS

3.1. Comparação entre os dados da Zona Agrícola e os dados da Zona Florestal

Efectuadas as comparações entre as duas zonas, através do teste não paramétrico Mann-Whitney, pode referir-se que estas apresentam diferenças significativas relativamente às variáveis “Anfíbios” ($Z = -3,321$; $p < 0,05$), “Aves” ($Z = -2,248$; $p < 0,05$) e “Inverno” ($Z = -3,193$; $p < 0,05$).

Deste modo, a zona florestal apresenta um número de mortes de anfíbios significativamente mais elevado do que a zona agrícola, o mesmo acontecendo com o número de mortes associadas ao Inverno. Pelo contrário, a zona agrícola apresentou um número mais elevado de mortes de aves relativamente à zona florestal, durante a Primavera/Verão, estas últimas não comprovadas pela análise estatística recorrida ao uso do teste de Mann-Whitney.

Dados estes resultados, as duas zonas foram analisadas separadamente.

3.2. Zona Agrícola

Durante os 8 meses de estudo, na zona agrícola, foram recolhidos 48 animais das estradas, sendo 67% aves, 13% mamíferos, 10% répteis e 10% anfíbios (figura 2). Das 20 espécies encontradas nas estradas agrícolas, as duas mais abundantes foram o pardal-comum (*Passer domesticus*) e o melro-preto (*Turdus merula*), representando, respectivamente, 25,00% e 14,58% dos animais atropelados.

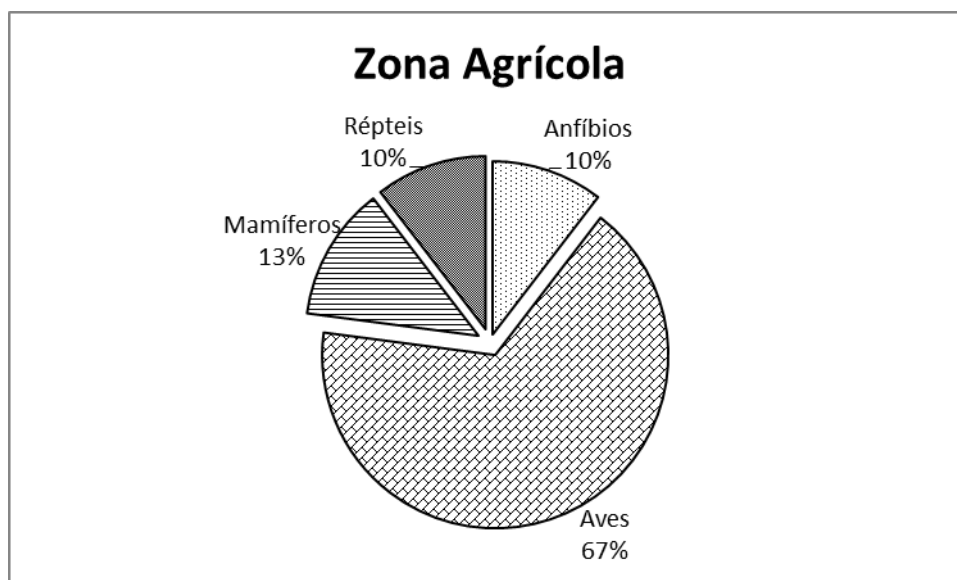


Figura 2 - Mortes na estrada por grupo taxonómico na zona agrícola.

Houve registo de maior número de mortes durante a noite ($n=12$) do que o dia ($n=8$), no entanto, após a realização do teste de ajustamento do Qui-quadrado, verificou-se que estas diferenças não são significativas ($\chi^2=0,800$; $df=1$; $p>0,05$).

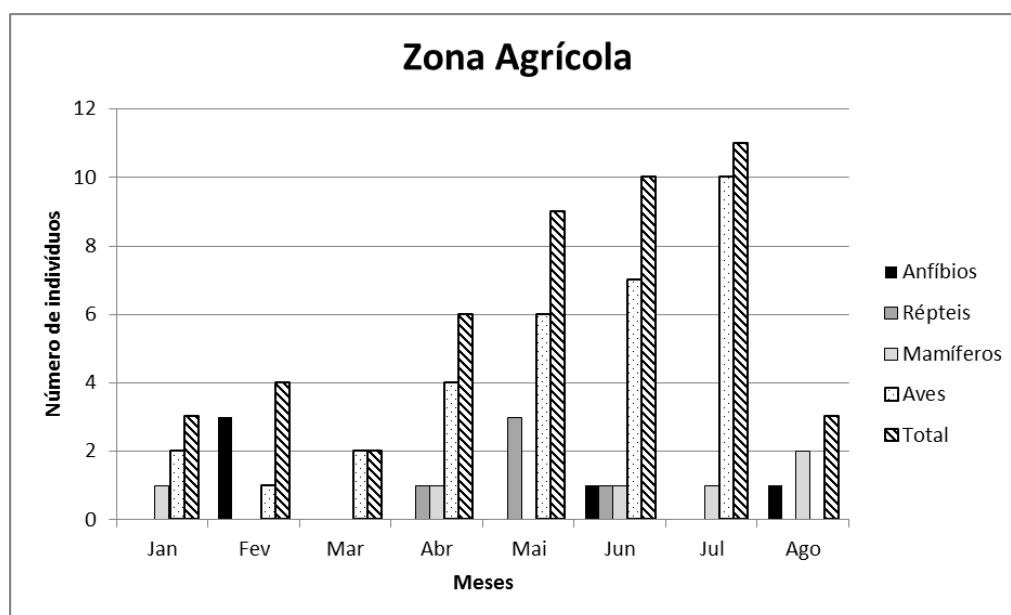


Figura 3 - Distribuição mensal dos vertebrados mortos por colisão com veículo, na zona agrícola.

A abundância mensal média das colisões com veículos foi $6,00 \pm 3,55$, variando entre 2 e 11 animais. Foi notória a flutuação do número de mortes de animais ao longo dos meses, revelando um aumento ligeiro de Janeiro para Fevereiro, seguido de um decréscimo no mês de Março e a recuperação bem visível de Abril a Julho, diminuindo o número de mortes, por fim, no mês de Agosto. Deste modo, verifica-se que o maior número de mortes ocorreu na Primavera e início do Verão (75%), apresentando valores superiores a 4 indivíduos (figura 3).

As aves foram o grupo predominante durante o estudo, sendo a classe mais afectada nos meses de Janeiro e Março a Julho ($n=31$). Os anfíbios foram a classe mais afectada no mês de Fevereiro ($n=3$) enquanto os mamíferos apresentaram a maior mortalidade em Agosto ($n=2$) (ver anexo). A realização da ANOVA permitiu testar se os números médios de mortes dos diferentes grupos taxonómicos diferiam entre as épocas do ano. Os resultados mostraram que não existem diferenças significativas entre as mortes dos diferentes grupos na Primavera, Inverno e Verão.

A riqueza específica variou entre duas espécies, em Março, e seis espécies, em Maio e Julho.

A taxa de mortalidade média nesta zona foi de, aproximadamente, 7 ind./Km/ano \pm 17 e foram encontrados dois pontos negros nas estradas agrícolas, um em cada estrada estudada (figuras 4 e 5). Na Estrada 5 (Rua da Fonte, na Ermida, que segue para Colmeal) foi registado um ponto negro no segmento de estrada à frente do Montalvo (figura 4). As mortes neste segmento correspondem a 50% das mortes registadas na estrada e 78% das mortes do primeiro transecto. O grupo taxonómico mais afectado neste segmento foi as aves ($n=3$).

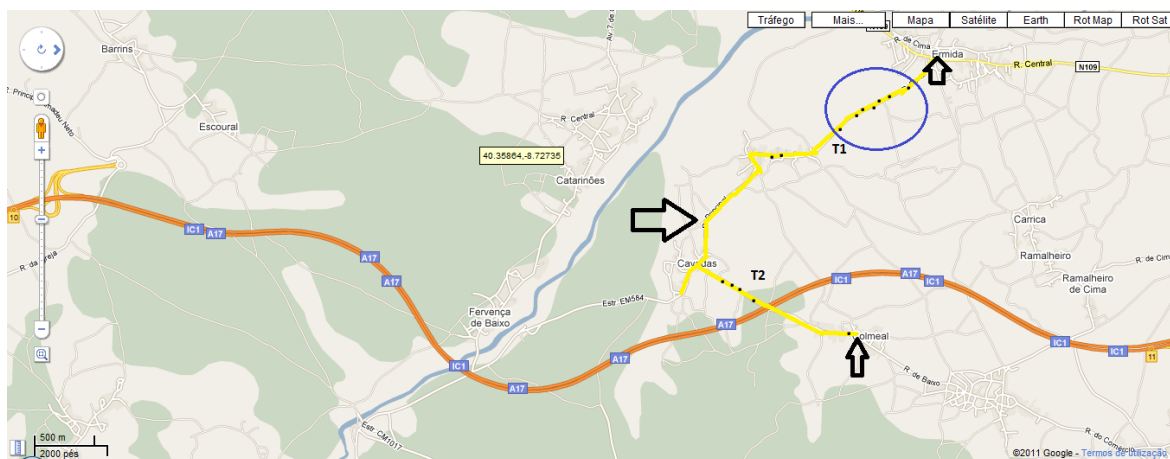


Figura 4 - Ponto negro na Estrada 5, na zona agrícola.

Na Estrada 6 (Barra de Mira - Poço da Cruz) o ponto negro apresentou-se na terminação Norte do transecto, correspondendo a 27% das mortes totais desta estrada e a 47% das mortes do segundo transecto (figura 5). Mais uma vez, as aves foram as mais afectadas com 8 indivíduos mortos neste segmento.

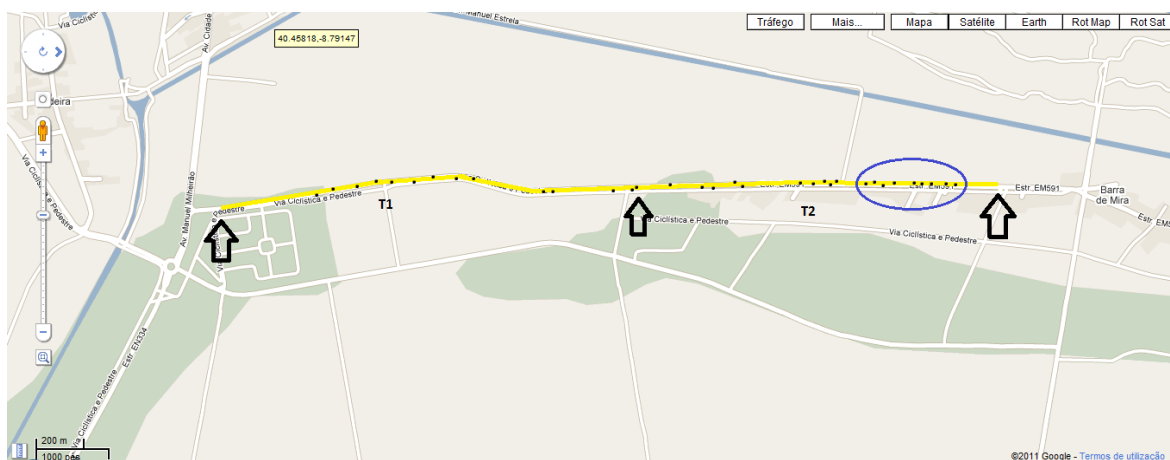


Figura 5 - Ponto negro na Estrada 6, na zona agrícola.

A Regressão Linear Múltipla permitiu identificar os factores que mais influenciam a morte dos quatro grupos taxonómicos nas estradas agrícolas, através do módulo do resultado obtido na correlação de Pearson. O factor que se revelou mais importante para a morte de anfíbios foi as “épocas do ano” ($p=0,109$), com maior número de mortes nos dias de Inverno. O segundo factor mais relevante é a “condição meteorológica” ($p=0,106$), havendo maior mortalidade nos dias chuvosos/húmidos. Quanto às aves, as “épocas do ano” ($p=0,254$) parecem ser o factor que mais propiciou as mortes deste grupo, com maior número de mortes nos dias de Primavera. De seguida, encontram-se as “condições meteorológicas” com $p=0,236$, revelando mais mortes durante os dias solarengos. Já os mamíferos possuem a “temperatura” como factor mais relevante à sua morte nas estradas ($p=0,236$), com maior número de mortes nos dias relativamente mais quentes. De seguida, encontram-se as “épocas do ano” com $p=0,217$. Por fim, o factor mais influente na morte dos répteis ($p=0,448$) é as “condições meteorológicas”, com maior número de mortes a ocorrerem nos dias de chuva/nublado. Seguido a este factor, encontram-se as “épocas do ano” com $p=0,055$, com as mortes concentradas durante a Primavera.

3.3. Zona Florestal

Na zona florestal, foram encontrados 70 animais atropelados por veículos nas estradas. Destes, 53% são anfíbios, 19% mamíferos, 16% aves, 10% répteis e 3% animais não identificados (figura 6). As espécies mais impactadas nesta zona foram o sapo-comum (*Bufo bufo*), com 20,00% do total dos indivíduos mortos, e a salamandra-de-pintas-amarelas (*Salamandra salamandra*), com 18,57%.

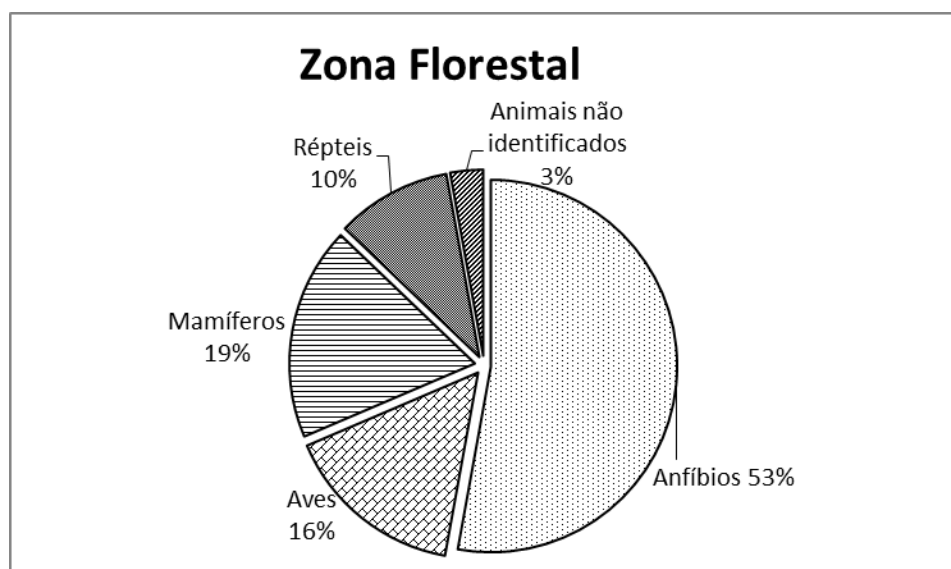


Figura 6 - Mortes na estrada por grupo taxonómico na zona florestal.

Após a realização do teste de ajustamento do Qui-quadrado, verificou-se que o número de mortes ocorrido durante o dia e durante a noite não é significativamente diferente ($\chi^2=0,118$; $df=1$; $p>0,05$), embora tenham sido registadas mais mortes durante a noite ($n=18$) do que durante o dia ($n=16$).

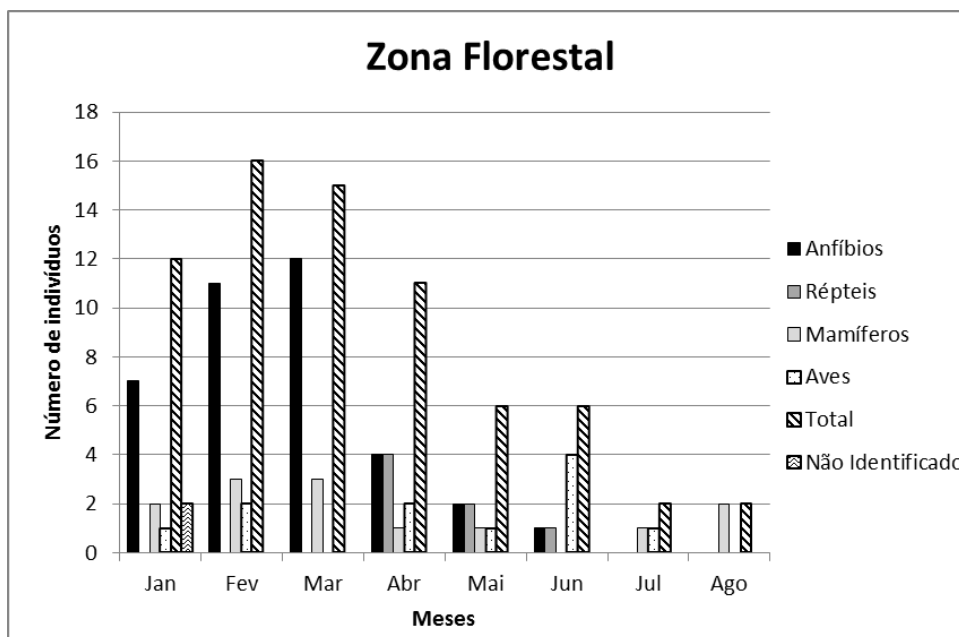


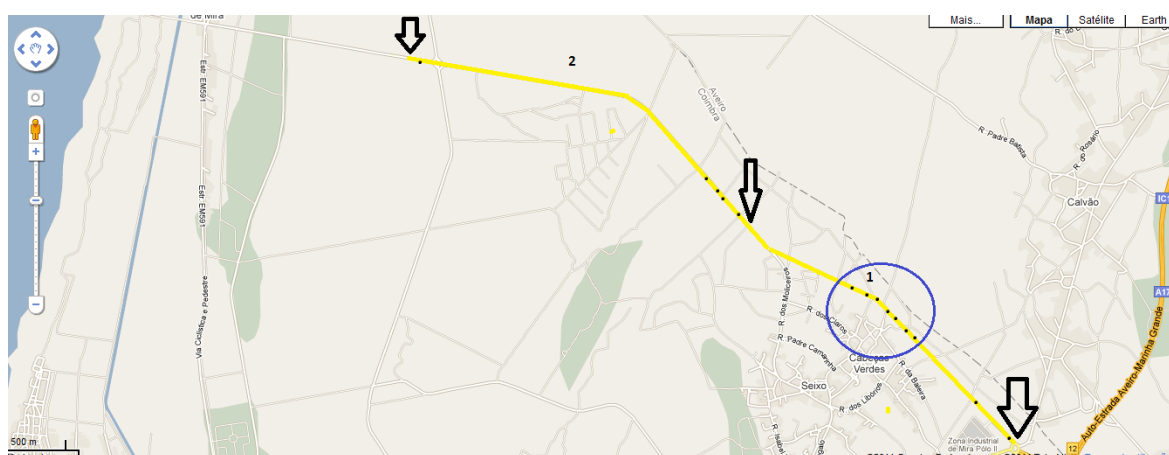
Figura 7 - Distribuição mensal dos vertebrados mortos por colisão com veículo, na zona florestal.

A abundância mensal média das colisões com veículos foi $8,75 \pm 5,52$, variando entre 2 e 16 animais. As fatalidades na estrada, na zona florestal, foram mais abundantes (61,43%) durante os meses de Inverno (Janeiro, Fevereiro e Março) onde ocorreu um pico de mortes em Fevereiro ($n=16$). Nos meses de Primavera (Abril, Maio e Junho) verificou-se um decréscimo no número de mortes seguido de uma estabilização em Maio-Junho. Os meses de Verão (Julho e Agosto) foram aqueles com menor número de animais mortos (figura 7).

Os anfíbios foram o grupo preponderante durante o estudo, sendo a classe mais afectada nos meses de Janeiro, Fevereiro e Março ($n=37$). Nos meses de Abril e Maio, os répteis ($n=2$) e os anfíbios ($n=2$) foram os grupos com maior mortalidade. Já em Junho, as aves foram a classe com maior número de fatalidades na estrada ($n=4$) e em Julho, partilharam a posição com os mamíferos tendo cada uma das classes, um indivíduo atropelado. Agosto só apresentou mortes de mamíferos ($n=2$) (ver anexo). A realização da ANOVA permitiu testar se os números médios de mortes dos diferentes grupos taxonómicos diferiam entre as épocas do ano. Os resultados mostram que tanto os anfíbios como os répteis apresentam diferenças entre as épocas do ano: os anfíbios possuem uma mortalidade mais elevada durante o Inverno ($F=0,7666$; $df=2$; $p < 0,05$) e os répteis uma mortalidade mais elevada na Primavera ($F=5,464$; $df=2$; $p < 0,05$).

A riqueza específica variou entre uma espécie, em Agosto, e sete espécies, em Março.

A taxa de mortalidade média nesta zona foi de, aproximadamente, 10 ind./Km/ano \pm 27 e registaram-se três pontos negros nestas estradas: um na Estrada 1 e dois na Estrada 3 (figuras 8 e 9). A Estrada 1 (rotunda da saída da A17 Mira-Norte em direcção ao Poço da Cruz) registou o seu ponto negro sensivelmente a meio do transecto um, paralelamente à povoação de Cabeças Verdes (figura 8). Estas mortes coincidem com 50% do total contabilizado nesta estrada. O grupo taxonómico atingido foi os répteis (n=3).



Na Estrada 3 (Praia de Mira – Ermida) verificam-se dois pontos negros bem definidos, ambos no primeiro transecto (figura 9). O Grupo 1 representa 18,50% das mortes no comprimento total da estrada e 25,60% do transecto. O Grupo 2, por sua vez, exibe 37,00% das mortes da estrada e 51,00% das mortes do primeiro transecto. Os anfíbios foram o grupo que apresentou mais mortes em ambos os grupos (n=8, para o Grupo 1 e n=13, para o Grupo 2).

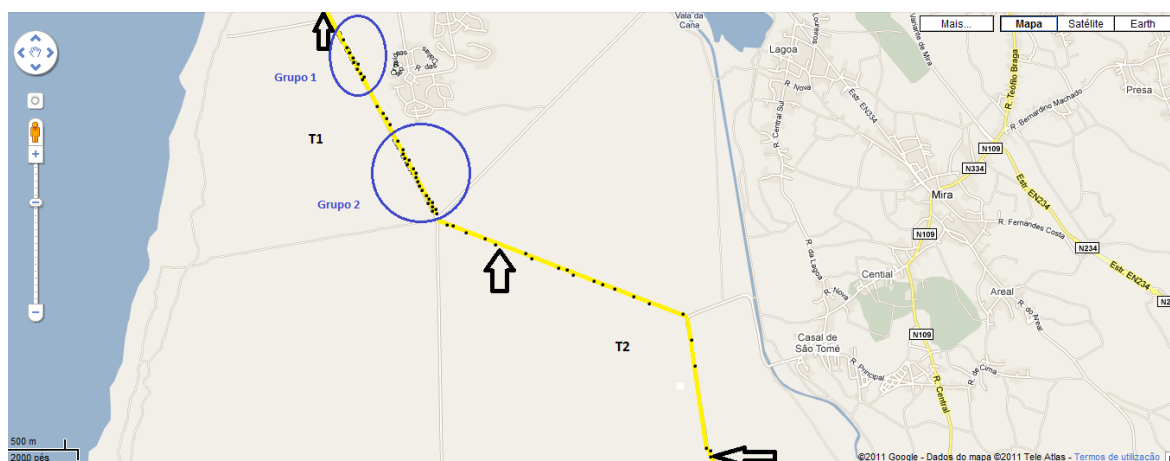


Figura 9 - Pontos negros na Estrada 3, na zona florestal.

A Regressão Linear Múltipla permitiu identificar os factores que mais influenciam a morte dos quatro grupos taxonómicos nas estradas agrícolas, através do módulo do resultado obtido na correlação de Pearson. O factor que se revelou mais importante para a morte de anfíbios, na zona florestal, foi as “épocas do ano” ($p=0,494$), tendo ocorrido mais mortes durante o Inverno. O segundo factor mais influente foi a “temperatura” com módulo de 0,304, indicando as temperaturas mais baixas como factor mais favorável à morte dos anfíbios. Relativamente às aves, as “condições meteorológicas” possuem a maior correlação com a mortalidade deste grupo ($p=0,381$) seguido da “temperatura” ($p=0,128$). A mortalidade foi mais elevada nos dias solarengos e temperaturas altas. As “épocas do ano” são as mais influentes na morte de mamíferos ($p=0,218$), sendo observadas mais fatalidades durante o Inverno. A “temperatura” surge de seguida com módulo de 0,154, com maior mortalidade nos dias de menor temperatura. Finalmente, os répteis estão mais vulneráveis à morte na estrada nos dias de sol, visto as “condições meteorológicas” ser o factor mais condicionante ($p=0,194$). A “temperatura” segue-se, contabilizando maior número de mortes nos dias relativamente mais quentes ($p=0,144$).

DISCUSSÃO

4.1. Comparação entre a Zona Agrícola e a Zona Florestal

De acordo com os resultados obtidos, a zona agrícola e a zona florestal diferem entre si relativamente às variáveis: número de mortes de anfíbios, número de mortes de aves e número de mortes no Inverno. Deste modo, a zona florestal apresenta um número de mortes de anfíbios significativamente mais elevado do que a zona agrícola ($Z=-3,321$; $p<0,05$) e estas mortes estão associadas ao Inverno, época identificada como distinta entre as duas zonas. No concelho de Mira, foram registadas 13 espécies de anfíbios. Esta diversidade deve-se à existência de condições favoráveis à reprodução e sobrevivência neste concelho: presença de habitats adequados, como cursos de água e lagoas permanentes e temporárias, clima ameno com nevoeiros e níveis de precipitação frequentes e a existência de elevada disponibilidade trófica (Petronilho, 2001). Apesar de ambas as zonas serem habitats favoráveis a este grupo taxonómico, a zona florestal apresenta maior cobertura vegetal, fornecendo sombra e áreas húmidas de refúgio. Segundo um estudo realizado por Glista (2007), as variáveis do habitat que previram melhor a mortalidade de anfíbios foram a água, floresta e áreas urbanas/residenciais. Herrmann *et al.* (2005) referiram que o habitat florestado é crítico para muitos anfíbios que se reproduzem nos lagos porque a vegetação cria diversos habitats, fornece sombra, modera a temperatura, retém humidade e contribui para a matéria orgânica. Uma vez que os anfíbios requerem humidade para os seus ciclos de vida e que a sua época de reprodução coincide com o Outono, Inverno e Primavera (Oliveira e Crespo, 1989), o maior número de anfíbios durante o Inverno poderá advir da migração para locais de reprodução e que, ao atravessar a estrada, tenham colidido com veículos. Este facto associado às características do habitat florestado poderá explicar o maior número de mortes de anfíbios na zona florestal.

Pelo contrário, a zona agrícola apresentou um número mais elevado de mortes de aves relativamente à zona florestal, durante a Primavera/Verão. Estes resultados poderão dever-se à baixa abundância e riqueza específica de aves nos pinhais, à prevalência de pinhais sobre outros biótopos, na zona florestal, e ao facto dos pinhais constituírem uma barreira ultrapassada pelas aves a elevadas altitudes, evitando as colisões com os veículos (Petronilho e Dias, 2005). Para além disso, os terrenos agrícolas são conhecidos por fornecerem alimento às aves e por os seus bordos servirem de locais para nidificação e refúgio (Hodson, 1960; Berezovikov, 1995; Erritzoe *et al.*, 2003). A concentração de mortes durante a Primavera e o Verão justificar-se-ão na medida em que as actividades reprodutivas das aves ocorrem durante a Primavera e a dispersão dos juvenis tem lugar durante o Verão. Segundo Erritzoe *et al.* (2003), a maioria das aves é morta nas

estradas entre Abril e Setembro, havendo dois picos: o primeiro em Abril-Maio devido às actividades reprodutivas e o segundo em Julho-Setembro, devido à dispersão de jovens e à sua in experiência.

4.2. Zona Agrícola

Na zona agrícola, foram recolhidos 48 animais das estradas, sendo 67% aves, 13% mamíferos, 10% répteis e 10% anfíbios. Estes resultados vão de encontro com outros trabalhos realizados em Portugal: na IP2, em S. Manços, EN4, em Vendas Novas (Ascensão, 2001) e na EN 118, no Estuário do Tejo (Marques, 1994). Estes estudos apresentaram as aves como grupo taxonómico mais afectado pelas estradas seguido dos mamíferos. As duas primeiras estradas, ambas estudadas num trabalho de Ascensão (2001), foram monitorizadas quinzenalmente, isto é, com o mesmo método utilizado na presente dissertação. É relevante notar que estes trabalhos foram realizados em estradas adjacentes a terrenos abertos. No entanto, num trabalho semelhante realizado no Parque Natural do Douro Internacional, as aves surgem como segundo grupo mais ameaçado pela estrada, aparecendo os anfíbios como grupo prioritário (Santos, 2002).

Das 20 espécies encontradas nas estradas agrícolas, as duas mais abundantes foram o pardal-comum (*Passer domesticus*) e o melro-preto (*Turdus merula*). Estes resultados estão de acordo com Erritzoe *et al.* (2003), os quais referem que, na Europa Ocidental, os pardais e os melros são as espécies que mais frequentemente morrem nas estradas. A percentagem de mortes associada ao pardal-comum pode ser devida aos hábitos comportamentais e alimentares desta espécie. O pardal-comum habita, preferencialmente, zonas com actividade humana e é comumente encontrado em zonas agrícolas a alimentar-se de cereais (Erritzoe *et al.*, 2003), duas características presentes na área de estudo. Como nas duas estradas monitorizadas, geralmente, as habitações estavam do lado oposto aos terrenos agrícolas relativamente à estrada, as aves tendem a cruzar a estrada, aumentando a probabilidade de colisão. Adicionalmente, os pardais não só possuem grandes populações, mas também não são tímidos e tendem a reagir menos quando um veículo surge (Heinrich, 1978). O melro-preto, por sua vez, tais como outras aves (*S. communis*, *L. collurio*, *A. palustris*, *P. montanus* e *H. rustica*) usa a vegetação lenhosa que cresce nos bordos dos campos como principais solos de alimentação e nidificação (Evans *et al.*, 2003). Este aspecto associado aos seus voos rentes ao solo leva a uma maior probabilidade de colisão com veículos.

É de salientar a recolha de parte de um bufo-real (*Bubo bubo*) na Estrada 6 (Barra de Mira-Poço da Cruz). De acordo com Petronilho (2001), o único registo desta espécie no concelho

foi efectuado a 26 de Outubro de 1999, na Barra de Mira. Em Portugal, esta espécie é considerada rara. Os factores de ameaça prendem-se com a perda de habitat favorável, abate ilegal e perturbação nos locais de nidificação. No entanto, como a recolha do animal não foi total, mas sim parcial (asa e parte do corpo bastante danificado) poderá ter ocorrido erro na identificação. Assim, seria importante verificar a presença de uma possível população no local. Também foi recolhido um exemplar de bico-de-lacre *Estrilda astrild*, na mesma estrada. Esta ave habita campos agrícolas com culturas cerealíferas (campos de milho) e segundo Petronilho (2001), é residente nidificante e invernante pouco comum no concelho. Foi encontrado um indivíduo desta espécie, na Praia de Mira, a 5 de Novembro de 1995, cerca de um mês depois de ter sido anilhado no Paúl da Madriz. Como esta espécie é igualmente criada em cativeiro, o indivíduo encontrado poderá ter escapado do cativeiro ou pertencer à população residente do concelho.

Apesar do número de mortes de vertebrados assinalados durante o dia e durante a noite não ter sido significativamente diferente ($\chi^2=0,800$; $df=1$; $p>0,05$), houve registo de um maior número de mortes durante a noite, sendo os grupos mais afectados as aves e os répteis. O primeiro contradiz a maioria da literatura encontrada. Na antiga República Democrática Alemã (Lüpke, 1983), a maioria das aves eram mortas nas primeiras horas do dia. Na Suécia, o pico ocorria às 7h da manhã e 17h da tarde, com a maioria de manhã, e Sábado e Domingo ao meio dia (Göransson *et al.*, 1978). Contudo, há um registo, na região de Nova Inglaterra dos E.U.A., que define a maioria das fatalidades ao anoitecer entre as 15:30h e as 21h (Zumeta e Holmes, 1978). Por outro lado, sobre os répteis existe literatura que apoia o resultado do presente trabalho. Os répteis por serem ectotérmicos necessitam de calor vindo do exterior e, à noite, podem-no encontrar na superfície das estradas. Este acontecimento, associado à mobilidade lenta dos répteis, provoca uma vulnerabilidade superior deste grupo ao atropelamento (Shine *et al.*, 2004).

Na generalidade, a distribuição mensal dos vertebrados mortos por colisão com veículo, na zona agrícola, tende a crescer ao longo do período de estudo (de Janeiro a Agosto). A maioria das mortes ocorreu na Primavera/início do Verão (75%) e as aves foram a classe mais afectada durante esta época. De facto, as duas estações do ano estão relacionadas com o ciclo de vida das aves, coincidindo com a sua época de reprodução. Complementarmente, esta época é rica em cereais nos terrenos agrícolas adjacentes à estrada, fornecendo-lhes alimento suficiente para toda a estação. Do mesmo modo, o tráfego veicular aumentou nos meses de Junho, Julho e Agosto devido às férias de Verão e ao movimento nas praias. Estes dados são suportados por bibliografia (Erritzoe *et al.*, 2003).

A taxa de mortalidade média nesta zona foi de, aproximadamente, 7 ind./Km/ano \pm 17. Estes valores poderão dever-se a necrófagos presentes no local (Hels e Buchwald, 2001). Por exemplo, durante o estudo foram observadas várias aves e répteis a servirem de alimento a formigas. Do mesmo modo, no local, foram observadas várias aves de rapina (por exemplo, *Buteo buteo* e *Falco tinnunculus*) assim como corvos (*Corvus corax*).

Os pontos negros identificados nas estradas agrícolas revelaram mais mortes de aves. Isto pode ser justificado pela quantidade de alimento presente nos campos adjacentes à estrada. Para além disso, o segmento com maior mortalidade na Estrada 6 encontra-se mais próximo da vala que corre quase paralelamente à estrada, o que pode demonstrar o efeito da estrada como barreira ao movimento dos animais que se deslocam para beber. Já a Estrada 5 apresentou um ponto negro em frente ao Montalvo, local de pouco declive e com amplos terrenos abertos e com alimento. A identificação destes pontos pode ser crucial na gestão da biodiversidade do local de estudo, permitindo a instalação de medidas de mitigação nas zonas com maior mortalidade.

A mortalidade dos anfíbios, na zona agrícola, aparece associada ao Inverno e aos dias chuvosos. De facto, considerando que a humidade é um agente determinante no ciclo de vida do anfíbio e a época de reprodução ocorre no Outono, Inverno e Primavera (Oliveira e Crespo, 1989), a probabilidade de serem atropelados neste período e em dias chuvosos é superior.

A mortalidade das aves nas estradas agrícolas é influenciada pelas épocas do ano e pelas condições meteorológicas. As aves têm a sua maior actividade em dias solarengos. A Primavera corresponde à época de reprodução das aves (Erritzoe *et al.*, 2003). Estes dois factores associados levam a uma maior mobilidade das aves que, ao cruzarem as estradas, ficam vulneráveis às colisões com veículos.

Já as mortes de mamíferos na zona agrícola mostraram-se mais intimamente relacionadas com a temperatura seguida das épocas do ano, sendo as temperaturas relativamente quentes as mais propícias às colisões. Este resultado vai de encontro a um trabalho realizado por Smith-Patten e Patten (2008) que referem que a maioria das mortes de mamíferos ocorreu na Primavera.

A susceptibilidade dos répteis às estradas agrícolas revelou-se mais elevada durante os dias de chuva/nublado. Estes resultados são contraditórios à bibliografia anterior (Forman *et al.*, 2003; Kline e Swann, 1998; Rosen e Lowe, 1994) que referem que as mortes de répteis estão associadas aos dias de calor e sol. No entanto, existe uma possível explicação para os resultados obtidos. No intervalo de tempo no qual este estudo foi realizado, as estações do ano foram pouco definidas, sendo o Verão chuvoso e com temperaturas abaixo do normal. Estes factores poderão

ter afectado os resultados, visto terem surgido anfíbios durante o mês de Agosto e mortes de répteis relacionadas com dias de chuva. De facto, a maioria das recolhas de répteis ocorreu de manhã cedo o que significava que tinham morrido na noite anterior. Os dias anteriores às recolhas coincidiram com dias de sol. Assim, provavelmente, os répteis na altura da sua morte, estariam a aquecer-se nas estradas com o calor libertado pelas mesmas.

4.3. Zona Florestal

Na zona florestal, foram encontrados 70 animais atropelados por veículos nas estradas. Destes, 53% são anfíbios, 19% mamíferos, 16% aves, 10% répteis e 3% animais não identificados. Estes resultados estão em concordância com outros estudos realizados em Mira, Portugal e Orense, Espanha (Petronilho e Dias, 2005; González-Prieto *et al.*, 1993). Em ambos os trabalhos, os anfíbios foram o grupo taxonómico mais afectado pelas estradas, apresentando percentagens de mortalidade acima dos 80.00%.

As espécies mais ameaçadas pela estrada nesta zona foram o sapo-comum (*Bufo bufo*), com 20,00% do total dos indivíduos mortos, e a salamandra-de-pintas-amarelas (*Salamandra salamandra*), com 18,57%. Mais uma vez, estes dados estão de acordo com os trabalhos de Petronilho e Dias (2005) e González-Prieto *et al.* (1993). No primeiro, o sapo-comum foi a espécie que apresentou o valor mais elevado de mortalidade (49%) e *Salamandra salamandra* também registou mortalidade elevada. No entanto, no presente trabalho, o valor de mortalidade de *Bufo bufo* foi inferior (20%). Isto pode dever-se à menor periodicidade mensal de recolhas: neste trabalho as recolhas foram realizadas quinzenalmente, enquanto, no estudo de Petronilho e Dias (2005), efectuaram-se 10 recolhas mensais. Similarmente, uma das estradas monitorizadas no estudo de 2005 tinha sido asfaltada recentemente, o que, geralmente implica valores de mortalidade maiores nas populações de vertebrados originais devido ao primeiro impacto (González-Prieto *et al.*, 1993). González-Prieto *et al.* (1993) mencionaram uma mortalidade de *Bufo bufo* de 10,00% e de *Salamandra salamandra* 3,10%. O nível de chuvas, a cobertura vegetal e as valas presentes nos terrenos adjacentes às estradas poderão ter sido fortes determinantes para o número de mortes obtido. De facto, a humidade é um factor relevante nos ciclos de vida dos anfíbios e é importante referir que a época de reprodução deste grupo ocorre no Inverno, Verão e Primavera (Oliveira e Crespo, 1989). Adicionalmente, a cobertura vegetal fornece locais de refúgio. Se os locais de reprodução estiverem do lado oposto da estrada, os anfíbios serão forçados a atravessá-la, aumentando a probabilidade de colisão com veículos.

Apesar de o número de mortes durante o dia e a noite não ser significativamente diferente ($\chi^2=0,118$; $df=1$; $p>0,05$), ocorreram mais mortes durante a noite. Este facto poderá dever-se à menor visibilidade do condutor e do animal assim como do comportamento do animal. Por exemplo, a mortalidade dos anfíbios foi superior durante a noite ($n=10$) o que pode ser justificado pela sua actividade nocturna (Almeida *et al.*, 2001).

De um modo geral, a distribuição mensal dos vertebrados mortos por colisão com veículo, na zona florestal, tende a diminuir ao longo do período de estudo (de Janeiro a Agosto). É de notar que estes resultados são opostos aos da zona agrícola cuja distribuição mensal aumenta ao longo do período de estudo. A maioria das mortes na zona florestal ocorreu, por isso, no Inverno (61,43%) e os anfíbios foram a classe mais afectada durante esta época. Na realidade, as migrações deste grupo para os locais de reprodução ocorrem nestes meses. Para além disso, esta altura é definida pelas chuvas e dias frios e húmidos que fornecem excelentes condições para os anfíbios (Oliveira e Crespo, 1989).

A ANOVA realizada nesta zona permitiu verificar que o número de mortes de anfíbios e répteis diferiram entre as épocas do ano. Os anfíbios foram mais afectados durante o Inverno pelas razões, anteriormente, referidas. Os répteis exibiram maior mortalidade durante a Primavera. Na realidade, só houve registo de répteis durante a Primavera, neste trabalho. Petronilho e Dias (2005) apresentaram resultados semelhantes, com número superior de indivíduos mortos no final da Primavera. Oliveira e Crespo (1989) afirmaram que Abril e Junho eram os meses em que a cobra-rateira (*Malpolon monspessulanus*) apresentava maiores taxas de actividade por causa da reprodução. A exposição ao sol dos répteis e a sua dificuldade de locomoção em estradas alcatroadas poderão, também, ser determinantes da sua mortalidade durante a Primavera.

O número de mortes nos dois tipos de substrato das estradas (macadame e alcatrão) foi significativamente diferente. De facto, não foram contabilizados animais nas estradas de macadame, mostrando a importância do tipo de substrato para a morte rodoviária dos vertebrados. A justificação para estes notáveis resultados passa pelo volume de tráfego em cada um dos tipos de estradas (Forman *et al.*, 2003). Nas estradas de macadame estudadas, raramente passavam carros, devido à degradação e buracos do substrato. Estas estradas possuem mais movimento rodoviário durante a época de caça, que não coincidiu com o tempo de estudo. Adicionalmente, como a velocidade dos veículos que circulam por estas estradas é menor, devido à degradação do pavimento, o tempo para os animais e o condutor reagirem é superior, evitando, desta forma, a colisão (van Langevelde e Jaarsma, 2004).

A taxa de mortalidade média nesta zona foi de, aproximadamente, 10 ind./Km/ano \pm 27. Estes valores são muito inferiores aos de González-Prieto *et al.* (1993) (639,5 ind./Km/ano). Esta disparidade pode dever-se ao volume e velocidade do tráfego nas estradas dos diferentes estudos (González-Prieto *et al.* (1993) estudaram uma estrada nacional) e a necrófagos presentes no local (Hels e Buchwald, 2001).

Foram observados três pontos negros nas estradas florestais. Na Estrada 1 o segmento com maior mortalidade localiza-se perto de uma curva, o que pode ter contribuído para a fraca visibilidade dos condutores, e num cruzamento de estradas, o que aumenta a superfície de alcatrão aquecido para os répteis (grupo mais afectado neste segmento). A vegetação neste local é densa, contrariamente à maioria do transecto 2 constituído por matagal. A Estrada 3, de todas as estradas a que apresentou maior mortalidade, revelou dois pontos negros. Ambos localizam-se em partes mais planas e sem declives próximos da estrada o que facilita bastante o movimento dos anfíbios, grupo mais ameaçado nestes segmentos. Adicionalmente, ambas se localizam perto de valas e possuem cobertura vegetal densa com acácia, pinheiro-bravo, pinheiro-manso e bastantes herbáceas. O local do Grupo 2 apresenta ainda amieiras e caniço ao longo da vala, tornando esta zona húmida e com bastante sombra. De acordo com um estudo efectuado por Eigenbrod *et al.* (2008), duas espécies de anfíbios (*Pseudacris crucifer* e *Rana sylvatica*) mostraram associações mais fortes com a cobertura florestal do que com o tráfego, preferindo coberturas florestais mais densas. Do mesmo modo, outros estudos corroboram os resultados demonstrando a importância da água, floresta e áreas urbanas como variáveis do habitat que prevêm melhor a mortalidade dos anfíbios assim como a relevância da vegetação que fornece sombra, modera a temperatura, retém a humidade e contribui para a matéria orgânica (Glista, 2007; Herrmann *et al.*, 2005).

A mortalidade dos anfíbios, na zona florestal, aparece associada ao Inverno e a temperaturas mais baixas. Curiosamente, parece que nesta zona a temperatura é um factor mais relevante na morte de anfíbios do que as condições meteorológicas.

A mortalidade de aves nas estradas florestais é influenciada pelos dias solarengos e temperaturas altas. Na realidade, as aves possuem maior actividade em dias solarengos, sobrevoando estradas e atravessando-as e as temperaturas altas estão relacionadas, geralmente, com finais da Primavera e Verão, coincidente com a época de reprodução (Erritzoe *et al.*, 2003). Assim, a probabilidade de colisão de aves com veículos aumenta.

Os mamíferos aparecem associados ao Inverno e a temperaturas mais baixas, ambos relacionados. Isto talvez se possa dever à fraca visibilidade do condutor e do animal em dias de

chuva. Estranhamente, as condições meteorológicas não surgem como factor mais determinante nas mortes deste grupo. No entanto, estes resultados não concordam com os dados de Smith Patten e Patten (2008) que referem que a maioria das mortes de mamíferos ocorreu na Primavera.

Finalmente, os répteis estão mais vulneráveis à morte na estrada nos dias de sol e relativamente quentes. Estes resultados vão de encontro aos dados de Kline e Swann (1998) e Rosen e Lowe (1994). Os répteis aproximam-se das estradas para se aquecerem na sua superfície, por sua vez, aquecida pelo sol e, consequentemente, os répteis tornam-se mais susceptíveis aos atropelamentos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As estradas podem afectar a qualidade e quantidade de habitat de vida selvagem disponível, na sua maioria através da fragmentação. Do mesmo modo, o tráfego de veículos nas estradas pode ser fonte directa de mortalidade da vida selvagem e, em alguns casos, pode ser catastrófico para as populações. Assim, a conectividade de habitat e a permeabilidade dos sistemas de estradas são factores importantes a considerar quando se desenvolvem sistemas de mitigação de mortalidade na estrada (Glista *et al.*, 2009).

Neste estudo, concluiu-se que as diferentes zonas e, por isso, diferentes habitats, devem ser trabalhados separadamente e que as medidas de mitigação devem ser implementadas prioritariamente nos chamados “pontos negros” das estradas. Assim, para os pontos negros detectados nas estradas agrícolas sugerem-se medidas de mitigação especialmente para as aves, por exemplo, colocando faixas de árvores altas pouco afastadas ($> 3\text{m}$) a alguma distância do bordo da estrada, de modo a obrigar as aves a voar mais alto e assim, evitando colisão (Erritzoe *et al.*, 2003). Relativamente às medidas que poderiam ser implementadas nas estradas florestais, estas seriam especialmente dirigidas para os anfíbios, com a construção de galerias em tubo (0,3-2m de diâmetro) com substrato natural dentro da estrutura e com topos de grade de modo a permitir sempre a humidade da galeria. Adicionalmente às galerias, seriam colocadas vedações que conduziriam os animais para as passagens (Glista *et al.*, 2009).

Este trabalho vem realçar a importância das estradas secundárias, como fonte de mortalidade para a vida selvagem, e que estas não devem ser ignoradas. Relativamente às estradas de macadame, estas não são uma ameaça para as populações de vertebrados, no concelho de Mira.

Futuramente, seria importante melhorar este trabalho com a inclusão do volume de tráfego nas estradas, o registo dos quilómetros nos quais foram recolhidos animais e incluir a época de caça no período de estudo.

Assim, com a presente dissertação, pretendo reforçar o caminho para uma investigação mais aprofundada nesta área de forma a manter e proteger a biodiversidade do concelho de Mira.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almeida, N. F., Almeida, P. F., Gonçalves, H., Sequeira, F., Teixeira, J., Almeida, F. F., 2001. *Guia FAPAS Anfíbios e Répteis de Portugal*. 1ª Edição, FAPAS. Porto.

Anderson, C. S., Cady, A. B., Meikle, D. B., 2003. Effects of vegetation structure and edge habitat on the density and distribution of white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) in small and large forest patches. *Canadian Journal of Zoology*, **81**: 897–904.

Ascensão F., 2001. Mortalidade de vertebrados por atropelamento no IP2 (troços Portalegre-Monforte e S. Manços-Portel) e na EN4 (troço Vendas Novas-Montemor). Em: Mortalidade de vertebrados por atropelamentos em estradas do Alto Alentejo. Relatório de estágio para obtenção da Licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais - Variante Terrestre. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa: 3-16.

Bashore, T. L., Tzilkowski, W. M. e Bellis, E. D., 1985. Analysis of deer-vehicle collision sites in Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management*, **49**: 769-774.

Bee, M. A. e Swanson, E. M., 2007. Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise. *Animal Behaviour*, **74**: 1765-1776.

Bennett, A. F., 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. Em: Saunders, D. A., Hobbs, R. J. (Eds.), *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. Chipping Norton, Australia, Surrey Beatty, pp. 99–117.

Bennett, E. L. and Robinson, J. G., 2000. *Hunting of Wildlife in Tropical Forests: Implications for Biodiversity and Forest Peoples*. Washington D. C. World Bank, Volume 76, 42 pp.

Berezovikov N. N., 1995. [On mortality of vertebrates on the highways]. *Selevinia*, **3**: 82–85.

Beringer, J. J., S. G. Seibert, and M. R. Pelton, 1990. Incidence of road crossing by black bears on Pisgah National Forest, North Carolina. *International Conference on Bear Research and Management*, **8**: 85-92.

Bonnett, X., Guy, N. e Shine, R., 1999. The dangers of leaving home: Dispersal and mortality in snakes. *Biological Conservation*, **89**: 39-50.

Brearley, G., Bradley, A., Bell, S. e McAlpine, C., 2010. Influence of contrasting urban edges on the abundance of arboreal mammals: A study of squirrel gliders (*Petaurus norfolcensis*) in southeast Queensland, Australia. *Biological Conservation*, **143**: 60-71.

- Brody, A. J., and M. R. Pelton, 1989. Effects of roads on black bear movements in western North Carolina. *Wildlife Society Bulletin*, **17**: 5-10.
- Bruun, B., Delin, H., Svensson, L., 2002. *Guias FAPAS Aves de Portugal e Europa*. 3ª Edição, FAPAS. Porto.
- Carr, L. W. e Fahrig, L., 2001. Impacts of road traffic on two amphibian species of diferente vagility. *Conservation Biology*, **15**:1071-1078.
- Carr, L. W., Fahrig, L. e Pope, S. E., 2002. Impacts of landscape transformation by roads. In *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*, editado por K. J. Gutzwiller, 225-243. New York: Springer.
- Clarke, G.P., White, P.C.L., Harris, S., 1998. Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation* **86**: 117-124.
- Coffin, A. W., 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, **15**: 396-406.
- Collinge, S. K., 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape & Urban Planning*, **36**: 59 – 77.
- Deckers, B., Becker, P. D., Honnay, O., Hermy, M., Muys, B., 2005. Sunken roads as habitats for forest plant species in a dynamic agricultural landscape: effects of age and isolation. *Journal of Biogeography*, **32**: 99–109.
- Dickerson, L. M., 1939. The problem of wildlife destruction by automobile traffic. *Journal of Wildlife Management*, **2**: 104-116.
- Eigenbrod, F., Hecnar, S. J. e Fahrig, L., 2008. The relative effects of road traffic and forest cover on anuran populations. *Biological Conservation*, **141**: 35-46.
- Erritzoe, J., Mazgajski, T. D. e Rej, Ł., 2003. Bird casualties on European roads – a review. *Acta Ornithologica*, **38**: 77-93.
- Evans, K. L., Bradbury, R. B., Wilson, J. D., 2003. Selection of hedgerows by swallows *Hirundo rustica* foraging on farmland: the influence of local habitat and weather. *Bird Study*, **50**: 8-14.

- Fahrig, L., 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications*, **12**: 346–353.
- Farmer, A. M., 1993. The effects of dust on vegetation – a review. *Environmental Pollution*, **79**: 63–75.
- Fearnside, P. M., 2007. Brazil's Cuiabá -Santarém (BR-163) highway: the environmental cost of paving a soybean corridor through the Amazon. *Environmental Management*, **39**: 601–614.
- Fearnside, P. M., 2008. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. *Ecology and Society*, **13**: 23.
- Forman, R. T. T., 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Forman, R. T. T., Alexander, L. E., 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, **29**: 207–231.
- Forman, R. T. T., Deblinger, R. D., 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology*, **14**: 36–46.
- Forman, R. T. T., Reineking, B. e Hersperger, A. M., 2002. Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape. *Environmental Management*, **29**: 782-800.
- Forman, R. T. T., Sperling, D., Bissonette, J. A., Clevenger, A., Cutshall, C., Dale, V., Fahrig, L., France, R., Goldman, C., Heanue, K., Jones, J., Swanson, F., Turrentine, T., Winter, T. (2003). *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press, Washington.
- Foufopoulos, J. e Ives, A. R., 1999. Reptile extinctions on land-bridge islands: Life-history attributes and vulnerability to extinction. *American Naturalist*, **153**: 1-25.
- Freitas, S. R., Hawbaker, T. J., Metzger, J. P., 2010. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, **259**: 410-417.
- Garcia-Miragaya, J., Castro, S. e Paolini, J., 1981. Lead and zinc levels and chemical fractionation in road-side soils of Caracas, Venezuela. *Water, Air, and Soil Pollution*, **15**: 285–297.
- Gelbard, J. L., Belnap, J., 2003. Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology*, **17**: 420–432.

Geneletti, D., 2004. Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. *Applied Earth Observation and Geoinformation*, **5**: 1–15.

Geneletti, D., 2006. Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural habitat. *Environmental Impact Assessment Review*, **26**: 257–267.

Gerlach, G. e Musolf, K., 2000. Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in bank voles. *Conservation Biology*, **14**: 1066-1074.

Glista, D. J., DeVault, T. L. e DeWoody, J. A., 2007. Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians. *Herpetological Conservation and Biology*, **3**(1): 77-87.

Goosem, M., 1997. Internal fragmentation: the effects of roads, highways, and powerline clearings on movements and mortality of rainforest vertebrates. Em *Tropical Forest Remnants, Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities* (Laurance, W.F. and Bierregaard, R.O., eds), pp. 241–255, University of Chicago Press.

Goosem, M., 2007. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, **93**: 1587–1595.

Göransson G., Karlsson J., Lindgren A., 1978. [Influence of roads on the surrounding nature. II. Fauna]. Rapport från Statens Naturvårdsverk.

Grant, S. B., Rekhi, N. V., Pise, N. R., Reeves, R. L., Matsumoto, M., Wistrom, A., Moussa, L., Bay, S., Kayhanian, M. A., 2003. Review of the contaminants and toxicity associated with particles in stormwater runoff. CTSW-RT-03-059.73.15. Caltrans, California Department of Transportation, Sacramento, CA.

Grilo, C., Bissonnette, J.A., Santos-Reis, M., 2009. Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: consequences for mitigation. *Biological Conservation*, **142**: 301-313.

Groot Bruinderink, G. W. T. A., Hazebroek, E., 1996. Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology*, **10**: 1059-1067.

Havlin J., 1987. Motorways and birds. *Folia Zoologica*, **36**: 137-153.

Haxton, T., 2000. Road mortality of snapping turtles, *Chelydra serpentina*, in central Ontario during their nesting period. *Canadian Field-Naturalist*, **114**: 106-110.

Heinrich D., 1978. Untersuchungen zur Verkehrsopferrate bei Säugetieren und Vögeln. *Die Heimat*, **85**: 193-208.

Hels, T., Buchwald, E., 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation*, **99**: 331-340.

Herrmann, H. L., Babbitt, K. J., Baber, M. J. e Congalton, R. G., 2005. Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. *Biological Conservation*, **123**: 139-149.

Higuchi, H., Tsukamoto, Y., Hanawa, S. e Takeda, M., 1982. Relationship between forest areas and the number of bird species. *Strix*, **1**: 70-78. Em: Wiens, John A. (1989). *The Ecology of Bird Communities – Volume 2 – Processes and variations*. 1ª Edição, Cambridge University Press.

Hodson N. L., 1960. A survey of vertebrate road mortality. *Bird Study*, **7**: 224-231.

Hubbard, M. W., Danielson, B. J. e Schmitz, R. A., 2000. Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in Iowa. *Journal of Wildlife Management*, **64**: 707-712.

Hussey, B. M. J., 1999. The flora roads survey – volunteer recording of roadside vegetation in Western Australia. Em: Saunders, D. A. (Ed.), *Nature Conservation 4: The Role of Networks*. Surrey Beatty & Sons Propriety, Chipping Norton, Australia, pp. 41-48

Inbar, M. e Mayer, R. T., 1999. Spatio-temporal trends in armadillo diurnal activity and road-kills in central Florida. *Wildlife Society Bulletin*, **27**: 865-872.

Jaarsma, C. F.; Jongman R. H. G. e Kamphorst, D. A. (2000). Versnippering en ontsnippering in relatie tot wegen en verkeer vanuit een Wagenings perspectief. Bundeling van bijdragen aan het national rapport Versnippering/ontsnippering (COST 341). Wageningen Universiteit, Chairgroup Landgebruiksplanning, Nota 86, Wageningen, the Netherlands.

Jaeger, J. A. G., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K., Gruber, B., Tluk von Toschanowitz, K., 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modeling*, **185**: 329-348.

- Jonsen, I. D. e Taylor, P. D., 2000. Fine-scale movement behaviors of calopterygid damselflies are influenced by landscape structure: an experimental manipulation. *Oikos*, **88**: 553-562.
- Jorna, A., 2005. Crossing Wild: Negative influences of minor rural and main roads on the wildlife in the municipality of Brummen. *Wetenschapswinkel Wageningen*, Relatório 24.
- Joyce, T. L. e Mahoney, S. P., 2001. Spatial and temporal distributions of moose-vehicle collisions in Newfoundland. *Wildlife Society Bulletin*, **29**: 281-291.
- Kanters, K. J., Piepers, A., Hendriks-Heersma, D., (Eds.), 1997. Habitat fragmentation & infrastructure. Proceedings of the International Conference on Habitat Fragmentation, Infrastructure and the Role of Ecological Engineering. Maastricht/The Hague, The Netherlands.
- Kline, N. C. e Swann, D. E., 1998. Quantifying wildlife road mortality in Saguaro National Park. Em *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, editado por G. L. Elvink, P. Garrett, D. Zeigler e J. Berry, 23-31. Publicação FL-ER-69-98. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
- Knight, R. L., and J. Y. Kawashima, 1993. Responses of raven and red-tailed hawk populations to linear right-of-ways. *Journal of Wildlife Management*, **57**: 266-270.
- Kramer-Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T., 2005. Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: projects with a future or misunderstood wildlife conservation? *Biological Conservation*, **125**: 169–182.
- Lande, R., 1987. Extinction thresholds in demographic models of territorial populations. *American Naturalist*, **130**: 624-635.
- Lankester, K., Van Apeldoorn, R., Meelis, E., Verboom, J., 1991. Management perspectives for populations of the Eurasian badger (*Meles meles*) in a fragmented landscape. *Journal of Applied Ecology*, **28**: 561-573.
- Laurance, S. G. W., Stouffer, P. C. e Laurance, W. F., 2004. Effects of road clearings on movement patterns of understory rainforest birds in Central Amazonia. *Conservation Biology*, **18**: 1099–1109.
- Laurance, S. G., 2004. Responses of understory rain forest birds to road edges in central Amazonia. *Ecological Applications*, **14**: 1344–1357.

Laurance, W. F., Albernaz, A. K. M., Schroth, G., Fearnside, P. M., Bergen, S., Venticinque, E. M., Costa, C., 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography*, **29**: 737–748.

Laurance, W. F., Goosem, M., Laurance, S. G. W., 2009. Review - Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, **24**: 659-669.

Laurance, W.F., Croes, B. M., Guissouegou, N., Buij, R., Dethier, M. e Alonso, A., 2008. Impacts of roads, hunting, and habitat alteration on nocturnal mammals in African rainforests. *Conservation Biology*, **22**: 721–732.

Laurance, W.F., Croes, B. M., Tchignoumba, L., Lahm, S. A., Alonso, A., Lee, M. E., Campbell, P. e Ondzeano, C., 2006. Impacts of roads and hunting on central African rainforest mammals. *Conservation Biology*, **20**:1251–1261.

Lindenmayer, D., McCarthy, M. A., 2001. Congruence between natural and human forest disturbance: a case study from Australian montane ash forest. *Forest Ecology and Management*, **155**: 319-335.

Liu, S. L., Cui, B. S., Dong, S. K., Yang Z. F., Yang, M., Holt, K., 2008. Evaluating the influence of road networks on landscape and regional ecological risk – A case study in Lancang River Valley of Southwest China. *Ecological Engineering*, **34**: 91-99.

Lugo, A. E. e Gucinski, H., 2000. Function, effects, and management of forest roads. *Forest Ecology and Management*, **133**: 249-262.

Lüpke M., 1983. Vogelverluste an einer Fernverkehrsstrasse. *Falke*, **30**: 58-60.

MacDonald, D., Barret, P., 2002. *Guias FAPAS Mamíferos de Portugal e Europa*. 1ª Edição, FAPAS. Porto.

Mader, H.-J., 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation*, **29**: 81-96.

Marques, J. M. 1994. Vertebrados mortos por atropelamento – E.N. 118. (Roadkills in The E. N. 118). Seminário sobre a avaliação do Impacte Ambiental de projectos rodoviários. Espinho.

Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Suárez, F., Malo, J. E., 2008. Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. *Journal of Environmental Management*, **88**: 407–415.

Meunier, F.D., C. Verheyden, and P. Jouventin, 2000. Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, **92**: 291-298.

Moore, N. W. & Hooper, M. D., 1975. On the number of bird species in British woods. *Biological Conservation*, **8**: 239-250. Em: Wiens, John A. (1989). *The Ecology of Bird Communities – Volume 2 – Processes and variations*. 1ª Edição, Cambridge University Press.

Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, **10**: 58– 62.

Nagendra, H., Southworth, J., Tucker, C., 2003. Accessibility as a determinant of landscape transformation in western Honduras: linking pattern and process. *Landscape Ecology*, **18**: 141–158.

Novelli, R., Takase, E. e Castro, V., 1988. Study of birds killed by collisions with vehicles in a stretch of Highway BR-471, between Quinta and Taim, Rio Grande do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **5**: 441–454.

Nyström, M., Folke, C., Moberg, F., 2000. Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. *Trends in Ecology and Evolution*, **15**: 413-417.

Oliveira, M. E. e Crespo, E. G., 1989. *Atlas da distribuição dos Anfíbios e Répteis de Portugal Continental*. S.N.P.R.C.N. Lisboa.

Opdam, P., Foppen, R. e Vos, C., 2001. Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. *Landscape Ecology*, **16**: 767–779.

Oxley, D. J., Fenton, M. B. e Carmody, G. R., 1974. The effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology*, **11**:51-59.

Oxley, D. J., Fenton, M. B. e Carmody, G. R., 1974. The effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology*, **11**:51–59.

- Peres, C. A. e Lake, I. R., 2003. Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon Basin. *Conservation Biology*, **17**: 521–535.
- Peris, S. J. e Pescador, M., 2004. Effects of traffic noise on passerine populations in Mediterranean wooded pastures. *Applied Acoustics*, **65**: 357-366.
- Petronilho, J. M. S., Dias, C. M. M., 2005. Impact of two forest roads upon wildlife after a road pavement change in a coastal area in the center of Portugal. *Wildlife Biology in Practice*, **1**: 128-139.
- Petronilho, J., (2001). *A Fauna do Concelho de Mira*. Câmara Municipal de Mira. Mira. Pp. 15-21.
- Philcox, C. K., Grogan, A. L., MacDonald, D. W., 1999. Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *Journal of Applied Ecology*, **36**: 748-762.
- Pope, S. E., Fahrig, L. e Merriam, H. G., 2000. Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations. *Ecology*, **81**: 2498-2508.
- Quintana, S. M., Ramos, B. M., Martínez, M. Á. C., Pastor, I. O., 2010. A model for assessing habitat fragmentation caused by new infrastructures in extensive territories – Evaluation of the impact of the Spanish strategic infrastructure and transport plan. *Journal of Environmental Management*, **91**: 1087-1096.
- Reh, W. e Seiz, A., 1990. The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. *Biological Conservation*, **54**: 239-249.
- Reh, W., 1989. Investigations into the influence of roads in the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. Em: *Amphibians and roads*, editado por T. E. S. Langton, 101-103. Shefford, Bedfordshire, England: ACO Polymer Products.
- Reijnen, R. e Foppen, R., 1994. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland: 1. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. *Journal of Applied Ecology*, **31**: 85-94.
- Reijnen, R., Foppen, R. e Meeuwsen, H., 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation*, **75**: 255-260.

- Reijnen, R., Foppen, R. e Veenbaas, G., 1997. Disturbance by traffic of breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. *Biodiversity and Conservation*, **6**: 567-581.
- Reijnen, R., Foppen, R., Terbraak, C. e Thissen, J., 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. 3. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology*, **32**: 187-202.
- Reynolds-Hogland, M. J. e Mitchell, M. S., 2007. Effects of roads on habitat quality for bears in the Southern Appalachians: A long-term study. *Journal of Mammalogy*, **88** (4): 1050-1061.
- Roe, J. H., Georges, A., 2007. Heterogenous wetland complexes, buffer zones, and travel corridors: landscape management for Freshwater reptiles. *Biological Conservation*, **135**: 67-76.
- Rosen, P. C. e Lowe, C. H., 1994. Highway mortality of snakes in the Sonoran Desert of southern Arizona. *Biological Conservation*, **68**: 143-148.
- Santos, C. P., 2002. Mortalidade de Vertebrados em Estradas do Parque Natural do Douro Internacional. Master Universitário Internacional en Gestión y Conservación de la Fauna Salvaje Euromediterránea - Relatórios y Proyectos: 37-52.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., Margules, C. R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, **5**: 18-32.
- Seiler, A., 2002. Effects of infrastructure on nature. Em: Anonymus, 2003. COST 341. Habitat fragmentation due to transportation infrastructure. The European review. European Commission, Directorate-General for Research. Brussel.
- Shine, R., Lemaster, M., Wall, M., Langkilde, T. e Mason, R., 2004. Report – Why did the snake cross the road? Effects of roads on movement and location of mates by Garter Snakes (*Thamnophis sirtalis parietalis*). *Ecology and Society*, **9**: 9.
- Sisk, T. D., Haddad, N. M., 2002. Incorporating the effects of habitat edges into landscape models: effective area models for cross-boundary management. Em: Liu, J., Taylor, W. (Eds.), Integrating Landscape Ecology Into Natural Resource Management. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 208-240.

Slabbekoorn, H., Peet, M., 2003. Birds sing at a higher pitch in urban areas: great tits hit the high notes to ensure that their mating calls are heard above the city's din. *Nature*, 424 - 267.

Smith-Patten, B. D. e Patten, M. A., 2008. Diversity, seasonality, and context of mammalian roadkills in the Southern Great Plains. *Environmental Management*, **41**: 844-852.

Soares-Filho, B., Alencar, A., Nepstad, D., Cerqueira, G., Diaz, M. C. V., Rivero, S., Solórzano, L., Voll, E., 2004. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém - Cuiabá corridor. *Global Change Biology*, **10**: 745–764.

Stankowich, T., 2008. Ungulate flight responses to human disturbance: a review and meta-analysis. *Biological Conservation*, **141**: 2159-2173.

Steen, D. A., Aresco, M. J., Beilke, S. G., Compton, B. W., Condon, E. P., Dodd, C. K., Forrester, H., Gibbons, J. W., Greene, J. L., Johnson, G., Langen, T. A., Oldham, M. J., Oxier, D. N., Saumure, R. A., Schueler, F. W., Sleeman, J., Smith, L. L., Tucker, J. K. e Gibbs, J. P., 2006. Relative vulnerability of female turtles to road mortality. *Animal Conservation*, **9**: 269–273.

Trombulak, S. C. e Frissell, C. A., 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, **14**: 18–30.

van Langevelde, F. e Jaarsma, C. F., 2004. Using traffic flow theory to model traffic mortality in mammals. *Landscape Ecology*, **19**: 895-907.

van Langevelde, F., van Dooremalen, C. e Jaarsma, C. F., 2009. Traffic mortality and the role of minor roads. *Journal of Environmental Management*, **90**: 660–667.

Vijayakumar, S. P., Vasudevan, K. e Ishwar, N. M., 2001. Herpetofaunal mortality on roads in the Anamalai Hills, southern Western Ghats. *Hamadryad*, **26**: 265–272.

Watts, R. D., Compton, R. W., McCammon, J. H., Rich, C. L., Wright, S. M., Owens, T., Ouren, D. S., 2007. Roadless space of the conterminous United States. *Science*, **316**: 736–738.

White, P. S., Pickett, S. T. A., 1985. Natural disturbance and patch dynamics. Em: Pickett, S.T.A., White, P.S. (Eds.), *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando, USA.

Wiens, John A. (1989). *The Ecology of Bird Communities – Volume 2 – Processes and variations*. 1ª Edição, Cambridge University Press.

With, K. A. e King, A. W., 1999. Extinction thresholds for species in fractal landscapes. *Conservation Biology*, **13**: 314-326.

Woltz, H. W., Gibbs, J. P. e Ducey, P. K., 2008. Road crossing structures for amphibians and reptiles: Informing design through behavioral analysis. *Biological Conservation*, **141**: 2745-2750.

Woodroffe, R. e Ginsberg, J.R., 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*, **280**: 2126–2128.

Young, K. R., 1994. Roads and the environmental degradation of tropical montane forests. *Conservation Biology*, **8**: 972–976.

ANEXOS

Tabela 1 - Distribuição mensal das mortes de vertebrados por colisão com veículo, na zona agrícola.

Zona Agrícola									
Espécies	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Total
Anfíbios									
<i>Salamandra salamandra</i>	-	2	-	-	-	-	-	-	2
<i>Rana perezi</i>	-	1	-	-	-	1	-	-	2
<i>Bufo bufo</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Aves									
<i>Bubo bubo</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Turdus merula</i>	-	1	-	1	1	2	2	-	7
<i>Passer domesticus</i>	-	-	1	-	2	5	4	-	12
<i>Carduelis chloris</i>	-	-	-	2	-	-	-	-	2
<i>Estrilda astrild</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	1
<i>Hirundo rustica</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Carduelis carduelis</i>	-	-	-	-	1	-	1	-	2
<i>Hippolais polyglotta</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	1
Ave não identificada	1	-	1	-	1	-	2	-	5
Mamíferos									
<i>Apodemus sylvaticus</i>	-	-	-	1	-	-	1	1	3
<i>Erinaceus europaeus</i>	-	-	-	-	-	1	-	1	2
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	1
Répteis									
<i>Malpolon monspessulanus</i>	-	-	-	-	3	1	-	-	4
Réptil não identificado	-	-	-	1	-	-	-	-	1
Total	3	4	2	6	9	10	11	3	48

Tabela 2 - Distribuição mensal das mortes de vertebrados por colisão com veículo, na zona florestal.

Zona Florestal									
Espécies	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Total
Anfíbios									
<i>Salamandra salamandra</i>	4	3	4	1	-	1	-	-	13
<i>Rana perezi</i>	1	-	1	-	-	-	-	-	2
<i>Bufo bufo</i>	2	6	3	1	2	-	-	-	14
<i>Bufo calamita</i>	-	-	1	1	-	-	-	-	2
Anfíbio não identificado	-	2	3	1	-	-	-	-	6
Aves									
<i>Turdus merula</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Passer domesticus</i>	-	-	-	-	-	2	-	-	2
<i>Fringilla coelebs</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	1
<i>Erithacus rubecula</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Cisticola juncidis</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	1
<i>Troglodytes troglodytes</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	1
<i>Cuculus canorus</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	1
Ave não identificada	-	1	-	1	-	1	-	-	3
Mamíferos									
<i>Apodemus sylvaticus</i>	-	2	1	1	-	-	-	-	4
<i>Erinaceus europaeus</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	1
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	1
<i>Talpa caeca</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Sciurus vulgaris</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	1
<i>Genetta genetta</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	1
<i>Vulpes vulpes</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	2
Mamífero não identificado	1	-	-	-	1	-	-	-	2
Répteis									
<i>Malpolon mospessulanus</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	1
<i>Coronella girondica</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Psammodromus algirus</i>	-	-	-	3	-	-	-	-	3
Réptil não identificado	-	-	-	1	1	-	-	-	2
Animais não identificados	2	-	-	-	-	-	-	-	2
Total	12	16	15	11	6	6	2	2	70